



UNIVERSIDADE DO ALGARVE

ESTUDO DA REMOÇÃO ESPERADA DE ADENOVÍRUS NO TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Ricardo Nunes Nogueira

Dissertação para obtenção de grau de mestre em Engenharia do Ambiente

Trabalho efetuado sobre a orientação de:

Prof. Margarida Ribau Teixeira

Engº Rui Sancho

2015

ESTUDO DA REMOÇÃO ESPERADA DE ADENOVÍRUS NO TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Declaração da Autoria de Trabalho

Declaração de autoria de trabalho: Declaro ser o autor deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

© **Copyright** Ricardo Nunes Nogueira

A Universidade do Algarve tem o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicitar este trabalho através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, de o divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

A realização desta tese contou com o apoio direto e indireto de várias pessoas a quem gostaria deixar as minhas palavras de agradecimento:

- À minha orientadora na UALG, a professora Margarida Ribau Teixeira, pela orientação e troca de ideias, e pelo ânimo na reta final;
- A todas as pessoas dentro da Águas do Algarve S.A. que direta e indiretamente colaboraram na realização deste trabalho, com especial referência ao meu orientador engenheiro Rui Sancho, e também à engenheira Helena Lucas e à engenheira Ana Pina;
- Aos meus pais, por nem agora nem nunca, me terem deixado “cair”;
- À minha namorada Adriana pelo apoio incondicional;
- À professora Maria Helena Gonçalves pela ajuda na parte estatística do trabalho;
- Ao tio Josué, pelos conselhos e pelos os primeiros abre-olhos;
- Ao Ricardo Henrique, pelas dicas preciosas e pelo companheiro de percurso que foi durante toda esta caminhada.

RESUMO

A presença de adenovírus na água pode representar atualmente uma preocupação para a saúde pública se o tratamento de água para consumo não for eficiente e devidamente controlado antes da distribuição e consumo, pois são organismos responsáveis por provocar vários problemas de saúde.

Tendo em conta a atual conjuntura do tratamento convencional de água para consumo humano, e do organismo patogénico adenovírus como contaminante emergente, o objetivo principal deste trabalho passa por averiguar e avaliar as capacidades de remoção de AdV pelas diferentes tecnologias do tratamento convencional de água para consumo, integrando essa avaliação no caso de estudo das ETA de Alcantarilha e Tavira.

A partir exclusivamente de referências teóricas será procedida uma avaliação das capacidades das ETA da AdA em estudo para controlo integrado de AdV, ou seja, será estimada a aptidão que essas instalações apresentam para remover esse agente biológico em função dos seus aspetos técnicos e operacionais de funcionamento. Numa segunda fase, através da informação analítica disponibilizada pela AdA, serão efetuados um conjunto de procedimentos estatísticos a esses dados, de modo a averiguar quais os parâmetros/etapas de tratamento que atualmente são mais significantes para a ocorrência/eliminação de AdV, e dessa forma poder formar considerações sobre quais as melhores opções estratégicas possíveis a serem implementadas nas OPU dessas ETA em ordem a atingir uma eficiente remoção de AdV.

A remoção esperada de AdV no tratamento de água para consumo é bastante condicionada pelas características da água a tratar. No âmbito do caso de estudo das ETA da AdA, verifica-se a partir da comparação com o estudo das remoções esperadas de AdV por cada etapa do tratamento convencional, que as mesmas são teoricamente capazes de remover parcialmente AdV da água para consumo e atingir inativações do vírus através das suas sequências de tratamento.

Palavras Chave: Adenovírus; Tratamento Convencional de Água; Matéria Orgânica Natural; Inativação Viral; Estação de Tratamento de Água; Regressão Logística

ABSTRACT

The presence of adenovirus in water may currently represent a concern for public health if treatment of drinking water is not efficient and well controlled prior to distribution and consumption, as they are organisms responsible for causing various health problems.

Taking into account the current situation of conventional treatment of water for human consumption, and adenovirus pathogen as an emerging contaminant, the main objective of this study involves ascertaining and evaluating the removal capabilities of AdV by the different technologies of conventional treatment of drinking water integrating this assessment in the case study of Alcantarilha and Tavira's DWTP.

From purely theoretical references will be proceed an assessment of the capabilities of AdA's DWTP under study for integrated control AdV, ie, it will be estimated the capacity that these facilities have to remove this biological agent in terms of its technical and operational aspects of operation. In a second stage, by analytical information provided by AdA, a set of statistical procedures to those data is performed so as to determine which parameters/treatment steps are currently more significant for the occurrence/elimination of AdV and thus make considerations to which are the best possible strategic options to be implemented in those DWTP's processes and operations in order to achieve efficient removal of AdV.

The expected removal of AdV in the treatment of drinking water is highly conditioned by the characteristics of the water to be treated. Under the case study of AdA's DWTP, it appears from the comparison with the study of removals expected from AdV for each step of the conventional treatment, that they are theoretically capable of removing partially AdV from the water for consumption and achieve virus inactivations through its treatment sequences.

Keywords: Adenovirus; Conventional Water Treatment; Natural Organic Matter; Viral inactivation; Drinking Water Treatment Plant; Logistic Regression

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 ÂMBITO	1
1.1.1 Água para consumo humano	3
1.2 SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA	4
1.2.1 Caracterização da origem de abastecimento de água	5
1.2.2 Águas do Algarve S.A.	6
1.2.3 ETA de Alcantarilha	7
1.2.4 ETA de Tavira	7
1.3 APRESENTAÇÃO DO TEMA	8
1.4 OBJETIVOS	9
2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	11
2.1 VÍRUS.....	11
2.1.1 Vírus Entéricos.....	13
2.2 ADENOVÍRUS.....	15
2.2.1 Classificação.....	15
2.2.2 Estrutura	16
2.2.3 Vias de Exposição	17
2.2.4 Infecções	18
2.2.5 Prevalência	22
2.2.6 Perspetivas Futuras	22
2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO	23
2.3.1 Coagulação	24
2.3.2 Floculação	25
2.3.3 Oxidação Química	25
2.3.4 Filtração.....	27
2.3.5 Adsorção	29
2.3.6 Desinfecção.....	32

2.4 DETEÇÃO DE ADENOVÍRUS.....	35
2.4.1 <i>Concentração e Purificação de Vírus</i>	36
2.4.2 <i>Cultura de Células</i>	36
2.4.3 <i>Biologia Molecular</i>	37
2.4.4 <i>Comparação de técnicas</i>	40
3. REMOÇÃO TEÓRICA DE ADENOVÍRUS	42
3.1 – REMOÇÃO DE AdV POR COAGULAÇÃO.....	42
3.2 – REMOÇÃO DE AdV POR OZONIZAÇÃO	45
3.3 – REMOÇÃO DE AdV POR FILTRAÇÃO	47
3.4 – REMOÇÃO DE AdV POR CLORAGEM	48
4. MÉTODOS	53
4.1 – DADOS	53
4.2 – TESTE CHI QUADRADO.....	56
4.2.1 – <i>Aplicação do Teste Chi-Quadrado</i>	57
4.3 – REGRESSÃO LOGÍSTICA	62
4.3.1 – <i>Aplicação da Regressão Logística</i>	63
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DAS ETA EM ESTUDO	72
5.2 PREVISÃO DAS CAPACIDADES DAS ETA EM ESTUDO PARA REMOÇÃO DE ADV	75
5.2.1 <i>Desempenho das OPU na remoção de AdV</i>	77
5.2.2 <i>Influência das características da água no desempenho das OPU para remoção de AdV</i>	87
5.2.3 <i>Análise global das capacidades de remoção de AdV</i>	91
5.3 ANÁLISE DOS DADOS DAS ETA DA AdA	94
5.3.1 <i>Teste Chi-Quadrado</i>	94
5.3.2 <i>Regressão Logística</i>	97
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	110
ANEXOS	118

ANEXO I – Parâmetros de Tratamento da ETA de Alcantarilha A.1.1

ANEXO II – Parâmetros de Tratamento da ETA de Tavira A.2.1

A seguinte listagem de anexos encontra-se em suporte informático:

ANEXO III – Testes Chi-Quadrado

ANEXO IV – Selecção de Covariáveis (Número de Amostras)

ANEXO V – Selecção de Covariáveis (Verificação da Multicolinearidade dos Dados)

ANEXO VI – Índice de Modelos

ANEXO VII – Avaliação da Significância dos Modelos

ANEXO VIII – Estudo do Ajuste dos Modelos (modelos aninhados)

ANEXO IX – Estudo do Ajuste dos Modelos (modelos não-aninhados)

ANEXO X – Tabela Distribuição Chi-Quadrado

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Cadeia de Tratamento da ETA de Alcantarilha	7
Figura 2 – Cadeia de Tratamento da ETA de Tavira.....	7
Figura 3 – Transmissão de vírus via o veículo “água”	12
Figura 4 – Vias de Transmissão de Vírus Entéricos.....	14
Figura 5 – Viriões da família <i>Adenoviridae</i>	17
Figura 6 – Esquema-tipo de tratamento de água de origem superficial em Portugal.....	24
Figura 7 – Filtração rápida em areia convencional.....	28
Figura 8 – Fluxograma da deteção de AdV para amostra de água	35
Figura 9 – Modelo de Regressão Logística	62
Figura 10 – Curva da função logística.....	63
Figura 11 – CT O ₃ e TOC vs AdV em ETA de Alcantarilha	102
Figura 12 – CT O ₃ e TOC vs AdV em ETA de Tavira.....	102
Figura 13 – Dose Cl ₂ vs AdV na ETA de Tavira.....	104
Figura 14 – Dose Cl ₂ vs AdV na ETA de Alcantarilha	104
Figura 15 – PAC vs AdV na ETA de Alcantarilha.....	106

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Distribuição de águas superficiais por concelhos algarvios	5
Tabela 2 – Classificação de serótipos de AdV	16
Tabela 3 – Doenças associadas a infeções por AdV	19
Tabela 4 – Propriedades do GAC e PAC	31
Tabela 5 – Aplicações de técnicas de desinfecção alternativas.....	32
Tabela 6 – Valores teóricos de CT para vários níveis de inativação viral (pH~7 ; 20°C)	33
Tabela 7 – Comparação de métodos para deteção de AdV	40
Tabela 8 – Estudos realizados de deteção de AdV	41
Tabela 9 – Remoção de Adenovírus por coagulação em Abbaszadegan et al. (2008)...	43
Tabela 10 – Qualidade das águas utilizadas na experiência de Abbaszadegan et al. (2007)	43
Tabela 11 – Remoção de AdV por coagulação em Abbaszadegan et al. (2007).....	44
Tabela 12 – Remoção de Adenovírus por ozonização	46
Tabela 13 – Inativação de Adenovírus por ozonização	46
Tabela 14 – Remoções de Adenovírus com e sem operação de filtração rápida.....	48
Tabela 15 – Ordem de sensibilidade dos desinfetantes para 99% de inativação de vírus	48
Tabela 16 - Ordem de eficácia dos desinfetantes para 99% de inativação de AdV	49
Tabela 17 – Inativações de 2-log de AdV por desinfecção com cloro.....	50
Tabela 18 – Inativações de 3-log de AdV por desinfecção com cloro.....	50
Tabela 19 – Inativações de 4-log de AdV por desinfecção com cloro.....	51
Tabela 20 – Inativação de Adenovírus por desinfecção com cloro.....	52
Tabela 21 – Natureza dos dados de amostras de AdV	53
Tabela 22 – Número de amostras de AdV na água tratada	54
Tabela 23 – Número de amostras de parâmetros de qualidade de água bruta.....	54
Tabela 24 – Número de dados de parâmetros de tratamento de água	55
Tabela 25 – Amostras convertidas de AdV	58
Tabela 26 – Variável resposta utilizada para o Teste Chi-Quadrado	59
Tabela 27 – Variáveis independente utilizadas para o teste Chi-Quadrado	60
Tabela 28 – Variáveis independente utilizadas para a regressão logística	65

Tabela 29 – Características da água da ETA de Tavira.....	73
Tabela 30 – Características da água da ETA de Alcantarilha	74
Tabela 31 – Características do processo de pré-oxidação da ETA de Tavira	78
Tabela 32 – Características do processo de pré-oxidação da ETA de Alcantarilha	78
Tabela 33 – Comparação de intervalo de valores da ozonização em diferentes ETA....	80
Tabela 34 – Características do processo de desinfecção final da ETA de Tavira.....	81
Tabela 35 – Características do processo de desinfecção final da ETA de Alcantarilha ..	82
Tabela 36 – Características das OPU de C/F/S e adsorção na ETA de Tavira.....	84
Tabela 37 – Características das OPU de C/F/S e adsorção na ETA de Alcantarilha	84
Tabela 38 – Dimensões do carvão ativado e AdV.....	86
Tabela 39 – Características da água clarificada da ETA de Tavira.....	88
Tabela 40 – Características da água clarificada da ETA da Alcantarilha	88
Tabela 41 – Remoções esperadas e estimadas de AdV	93
Tabela 42 – Resultados Teste Chi-Quadrado de Independência para ETA de Alcantarilha	94
Tabela 43 – Resultados Teste Chi-Quadrado de Independência para ETA de Tavira ...	95
Tabela 44 – Tabela de referência cruzada “AdV * Dose Cl ₂ ” para a ETA de Tavira.....	96
Tabela 45 – Tabela de referência cruzada “AdV * Dose Cl ₂ ” para a ETA de Alcantarilha	96
Tabela 46 – Conjunto de covariáveis para a regressão logística	98
Tabela 47 – Modelos significativos de Regressão Logística.....	99
Tabela 48 – Modelos de melhor ajuste para cada ETA.....	100
Tabela 49 – Modelos significantes em comum para as duas ETA.....	101

ABREVIATURAS

AdA – Águas do Algarve, S.A.

AdV – Adenovírus

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

AWWA – American Water Works Association

C/F/S – Coagulação/Floculação/Sedimentação

DL – Decreto-Lei

DOC – Carbono Orgânico Dissolvido (*Dissolved Organic Carbon*)

EPA – Agência Americana de Proteção do Ambiente (*Environment Protection Agency*)

ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ETA – Estação de Tratamento de Água

GAC – Carvão Ativado Granulado (*granular activated carbon*)

INE – Instituto Nacional de Estatística

LCC – Lista de Candidatos a Contaminante

NOM – Matéria Orgânica Natural (*natural organic matter*)

OMS – Organização Mundial de Saúde

OPU – Operações e Processos Unitários

PAC – Carvão Ativado em Pó (*powdered activated carbon*)

qPCR – Reação em Cadeia da Polimerase a tempo real (*quantitative Polymerase Chain Reaction*)

PCR – Reação em Cadeia da Polimerase (*Polymerase Chain Reaction*)

RT-PCR – Reação em Cadeia da Polimerase Inversa (*Reverse Transcription Polymerase Chain Reaction*)

SIDA – Síndrome da Imunodeficiência Adquirida

SMAAA – Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Algarve

SUVA – Absorvência Específica de Luz Ultravioleta (*Specific UV Absorbance*)

TOC – Carbono Orgânico Total (*Total Organic Carbon*)

UV254 – Absorvência de luz ultravioleta a 254 nm

1. INTRODUÇÃO

1.1 ÂMBITO

Segundo a Diretiva-Quadro da Água (2000), atualmente os recursos hídricos *“encontram-se sujeitos a uma pressão crescente, devido ao contínuo aumento da procura de quantidades suficientes de águas de boa qualidade para diversos fins”*.

As questões da procura geral por água para consumo têm aumentado a pressão sobre as políticas ambientais e de saúde pública para garantir a segurança microbiológica da água, e são, sem dúvida, reconhecidas como uma das matérias mais críticas para as próximas décadas (Albinana-Gimenez et al., 2009; Shi et al., 2012).

Entre os fatores que contribuem para a possível escassez de água que se aproxima estão: a continuação do crescimento da população e da urbanização, a deterioração das infraestruturas de água, o aumento da influência de águas residuais e de biossólidos sobre fontes de água potável, o número crescente de contaminantes emergentes, e a incerta futura disponibilidade e qualidade da água devido às alterações climáticas (Shi et al., 2012).

De acordo com o Decreto-Lei nº243/2001, *“assegurar a qualidade da água para consumo humano constitui um objetivo primordial nas sociedades atuais, ponderada a sua importância para a saúde e a necessidade de salvaguardar e promover a sua utilização sustentável”* (MAOT, 2001).

Os processos convencionais de tratamento de água para consumo, tais como coagulação, sedimentação, filtração e desinfecção têm demonstrado eficiência na remoção de uma grande variedade de microrganismos incluindo vírus, bactérias e protozoários (Abbaszadegan et al., 2008). No entanto, tem sido questionado recentemente se esses processos de tratamento de água convencionais serão capazes de remover de forma adequada vários contaminantes químicos e microbianos simultaneamente (Shi et al., 2012).

Existem atualmente um número considerável de ameaças à água para consumo humano: deposição imprópria de químicos, dejetos humanos e de animais, pesticidas, deposição de resíduos em águas subterrâneas, e substâncias naturais, que podem contaminar a água (EPA, 2014a).

A EPA (2014) define o termo “contaminante” como “*qualquer substância química, biológica, ou radiológica na água*”. Alguns contaminantes podem ser nocivos se consumidos até certos níveis na água para consumo, enquanto outros podem ser inofensivos. A presença de contaminantes não indica necessariamente que uma água constitua risco para a saúde (EPA, 2014b).

A grande maioria dos problemas de saúde relacionados com a água são devido a contaminação microbiana (bactérias, vírus, protozoários ou outros contaminantes biológicos). Por este motivo, o controle da qualidade microbiana da água deve assegurar que o número de organismos patogênicos presentes constitua um risco negligível para a saúde pública e que a água possua uma qualidade aceitável para os consumidores (OMS, 2011).

Os contaminantes emergentes são contaminantes de água para consumo para os quais não existem ainda dados de toxicologia nem de comportamento nos sistemas de tratamento de água, e que não são atualmente regulados nem incluídos em programas de monitorização, e que necessitam por isso de maiores investigações dos seus potenciais efeitos na saúde e dos níveis que existem na água para consumo. A Lista de Candidatos a Contaminante (LCC) da EPA dos E.U.A. serve como lista para esses contaminantes que atualmente não se encontram sujeitos a nenhuma regulação de água para consumo, mas que são reconhecidos pela sua ocorrência na mesma (Rosa et al., 2009; EPA, 2015).

Até à data, são limitados os dados sobre a remoção de vírus emergentes durante os processos de tratamento de água, dado que a identificação e quantificação destes organismos em águas de abastecimento é de muito difícil prática. Uma das razões para essa limitação é a dificuldade prática de executar experiências de bancada ou em escala piloto para os estudos de remoção de microrganismos patogênicos, particularmente em métodos de deteção microbiana. Para além disso, é difícil manipular múltiplas amostras em simultâneo por causa das exigências de trabalho intensivo e dos demorados procedimentos de ensaios de cultura de células. Por outro lado, esses organismos quando presentes em águas de consumo ocorrem geralmente em número reduzido, sendo necessário pesquisar um número relativamente elevado de amostras para estudos de avaliação de desempenho de tratamento de água (Ryu et al., 2010; Rosa et al., 2009).

1.1.1 Água para consumo humano

De acordo com o Decreto-Lei nº306/2007, a água destinada ao consumo humano consiste em *“toda a água no seu estado original, ou após tratamento, destinada a ser bebida, a cozinhar, à preparação de alimentos, à higiene pessoal ou a outros fins domésticos.*

Em Portugal são aplicadas às águas destinadas ao consumo humano o Decreto-Lei nº236/98 de 1 de Agosto, e o Decreto-Lei nº306/2007 de 27 de Agosto, que estabelecem as normas, critérios, controlo e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger a qualidade da água para usos de consumptivos, salvaguardar a saúde humana dos efeitos nocivos de eventuais contaminações, e assegurar a disponibilização universal de água salubre, limpa e equilibrada na sua composição (Braga & Morgado, 2012).

A categoria de água para consumo humano divide-se em três categorias principais (Decreto-Lei nº236/98):

- Águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano;
- Águas subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano;
- Águas de abastecimento para consumo humano.

A exploração e gestão de um sistema de água para consumo humano compete às entidades gestoras responsáveis. Essas entidades têm como obrigação disponibilizar água própria para consumo humano em quantidades que satisfaçam as necessidades básicas da população na sua área geográfica de influência, e em qualidade devidamente controlada, de modo a que não contenha nenhum microrganismo, parasita ou substância em quantidade ou concentração que possa constituir um perigo potencial para a saúde humana (DL nº306/2007, de 27 de Agosto).

De modo a assegurar uma qualidade de água própria para consumo humano, as entidades gestoras devem realizar tratamentos adequados para modificar a natureza ou as propriedades da água antes da distribuição, para atingirem parâmetros compatíveis com os da legislação respetiva (DL nº306/2007, de 27 de Agosto).

Para além dos parâmetros microbiológicos e físico-químicos a controlar, as entidades gestoras devem também garantir a realização, caso a caso, de controlos suplementares de substâncias e ou microrganismos para os quais não tenham sido

fixados os valores paramétricos, se houver razões para suspeitar que os mesmos podem estar presentes em quantidades que constituam um perigo potencial para a saúde humana, os quais são determinados pela autoridade de saúde, ouvidas a entidade gestora e a autoridade competente (DL n°306/2007, de 27 de Agosto).

Presentemente, existem diversos tipos de estruturas organizacionais – as entidades gestoras – que atuam no setor da água: serviços municipais, serviços municipalizados, associações de municípios ou de utilizadores, empresas municipais ou intermunicipais, empresas públicas ou de capitais públicos e empresas privadas. Estas entidades asseguram individualmente, ou em conjunto com outras, o abastecimento de água (APA, 2012).

Segundo ERSAR (2013), no controlo de qualidade da água realizado pelo conjunto das entidades gestoras de sistemas de abastecimento público de Portugal Continental os parâmetros críticos no cumprimento dos valores paramétricos são essencialmente microbiológicos e outros indicadores cujos sistemas de tratamento não apresentam grande complexidade técnica, o que reforça a necessidade das entidades gestoras implementarem ou incrementarem uma atitude preventiva no sentido de garantirem uma qualidade da água na torneira do consumidor ainda melhor.

1.2 SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA

O caso de estudo desta dissertação insere-se na região do Algarve, pelo que a dimensão dos resultados apresentados será então de carácter regional.

Situado no extremo ocidental da Península Ibérica, a sul de Portugal, o Algarve é uma região com cerca de 4.995 km², representando pouco mais de 5% do território nacional, sendo Faro a sua capital e Loulé o seu maior concelho. Segundo o INE (2015), a população residente em 2014 cifrava-se em cerca de 443 mil habitantes, representado cerca de 3,8% da população portuguesa, concentrados sobretudo nos concelhos do litoral, dando origem a grandes desequilíbrios em termos de densidade populacional. Apresenta condições climáticas, balneares e paisagísticas que favorecem a aposta na fileira do turismo, sendo essa a sua atividade dominante (Pereira et al., 2007).

Na região hidrográfica do Algarve encontram-se implementados 126 sistemas de abastecimento público de água. Desses, importa salientar o Sistema Multimunicipal de

Abastecimento de Água ao Algarve (SMAAA), que tem por objetivo a captação, o tratamento e a distribuição de água para consumo público de todos os concelhos da região hidrográfica do Algarve (APA, 2012).

A população total servida pelo SMAAA em época baixa é da ordem dos 400.000 habitantes, ascendendo a mais de 1.000.000 habitantes em época alta (APA, 2012).

1.2.1 Caracterização da origem de abastecimento de água

Em 2008, 79% da população da região hidrográfica do Algarve era abastecida com água superficial. Pese embora a água fornecida à população da região hidrográfica tivesse maioritariamente essa origem, em grande parte dos concelhos as origens subterrâneas estiveram igualmente envolvidas no processo de abastecimento (APA, 2012).

As massas de água superficiais utilizados para o fornecimento de água para abastecimento público no Algarve são: Albufeira do Funcho, Albufeira de Odelouca, Albufeira da Bravura, e Albufeiras de Odeleite e Beliche. Na Tabela 1 encontra-se a distribuição dessas massas de água por concelhos algarvios:

Tabela 1 – Distribuição de águas superficiais por concelhos algarvios

Massas de Água Superficiais	Concelhos Servidos
Albufeiras do Funcho, Odelouca e Bravura	Albufeira, Aljezur, Lagoa, Lagos, Loulé (Oeste), Portimão, Silves e Vila do Bispo Lagos, Vila do Bispo e Aljezur
Albufeiras de Odeleite e Beliche	Castro Marim, Faro, Loulé (com exceção da parte Oeste), Olhão, S.Brás de Alportel, Tavira e Vila Real de Santo António

Fonte: APA, 2012 (adaptado)

A água fornecida ao Barlavento Algarvio através do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Algarve provém de três massas de água superficiais: Funcho (até 2012), Bravura e Odelouca. A água destas albufeiras é conduzida até à ETA de Alcantarilha, onde é tratada e posteriormente aduzida aos reservatórios municipais do Barlavento Algarvio. Em caso de necessidade, a água tratada na ETA de Alcantarilha

pode ser aduzida para o Sotavento Algarvio, uma vez que os sub-sistemas de abastecimento do Sotavento e do Barlavento se encontram ligados por duas estações elevatórias reversíveis (APA, 2012).

Por sua vez, a água fornecida aos concelhos do Sotavento Algarvio através do SMAAA advém predominantemente das albufeiras de Odeleite e Beliche. A água é captada na albufeira de Beliche, sendo a mesma tratada na ETA de Beliche e na ETA de Tavira.

1.2.2 Águas do Algarve S.A.

A Águas do Algarve S.A. (AdA) é a entidade gestora concessionária dos Sistemas Multimunicipais de Abastecimento de Água e de Saneamento do Algarve, abrangendo a totalidade dos concelhos da região, e tem como principal objetivo o fornecimento de água potável para o Algarve.

A AdA possui 4 estações de tratamento de águas para consumo humano. As 4 ETA são:

- ETA da Alcantarilha
- ETA de Beliche
- ETA das Fontaínhas
- ETA de Tavira

A água fornecida à região da bacia hidrográfica do Algarve é, na sua quase totalidade, proveniente destas estações de tratamento. A água tratada nestas instalações serve 96% da população do Algarve (APA, 2012).

As ETA de Alcantarilha e Tavira, que constituem o caso de estudo para este trabalho, apresentam sequências de tratamento que seguem variantes das sequências ditas convencionais, sendo cada uma delas descrita em seguida.

1.2.3 ETA de Alcantarilha

A ETA de Alcantarilha até 2012 foi alimentada por água da albufeira do Funcho e posteriormente de Odelouca, apresentando uma capacidade máxima de tratamento de 259.000 m³/dia. É constituída por três linhas de tratamento de coagulação, floculação, sedimentação e filtração em paralelo, por forma a responder às necessidades de abastecimento de água, tanto em época alta, como em época baixa.

Na Figura 1, encontra-se o esquema de tratamento para esta ETA.

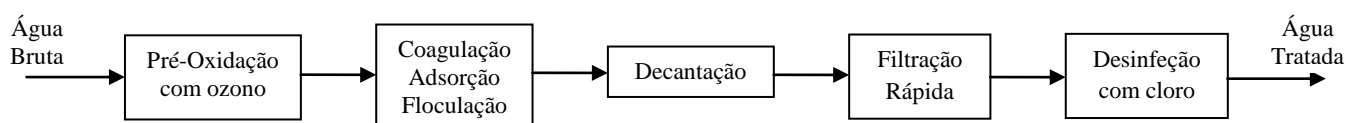


Figura 1 – Cadeia de Tratamento da ETA de Alcantarilha

1.2.4 ETA de Tavira

Alimentada por água proveniente das albufeiras de Odeleite e Beliche, a ETA de Tavira apresenta uma capacidade máxima de tratamento de 190.000 m³/dia, repartida por duas linhas de tratamento de 95.000 m³/dia cada.

Na Figura 2 situa-se o esquema com a cadeia de tratamentos para esta ETA. As operações a tracejado constituem-se como facultativas, não fazendo assim parte da cadeia principal de tratamento.

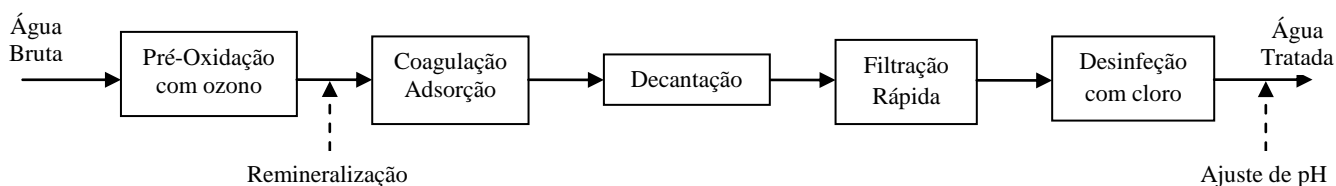


Figura 2 – Cadeia de Tratamento da ETA de Tavira

1.3 APRESENTAÇÃO DO TEMA

A presença de adenovírus (AdV) na água pode representar atualmente uma preocupação para a saúde pública, pois são organismos responsáveis por provocar vários problemas de saúde (Kundu et al., 2013). Apesar de não existir atualmente regulamentação para este contaminante, os AdV integram a Lista de Candidato a Contaminante (LCC) da EPA desde 1998, sendo por isso já há muito reconhecidos por ocorrerem em sistemas de água públicos. Desde essa altura têm feito parte das LCC posteriores (2005, 2009 e 2015) devido às suas características de sobrevivência durante o tratamento da água não estarem ainda completamente entendidas, sendo portanto considerado um contaminante emergente na água para consumo (Jiang, 2006).

Os AdV podem tornar-se um risco a ter em conta para as populações humanas se o tratamento de água para consumo não for eficiente e devidamente controlado antes da distribuição e consumo (Kundu et al., 2013).

Este contaminante é também reconhecido pela sua resistência aos métodos convencionais de desinfecção, sendo mais resistente à desinfecção por UV do que qualquer outro vírus entérico. Apresenta ainda altas taxas de difusão através de excreção em indivíduos infetados, são persistentes no ambiente, e são ainda invulgarmente resistentes a agentes químicos ou físicos em condições adversas de pH, permitindo-lhes uma sobrevivência prolongada (Albinana-Gimenez et al., 2009; Jiang, 2006; Pond, 2005).

O propósito de um sistema de tratamento e distribuição de água é entregar a cada consumidor água para consumo devidamente tratada que seja adequada em quantidade e qualidade, correspondendo a todas as regulamentações de água para consumo (AWWA, 1999).

Para assegurar que os requisitos de qualidade de água são cumpridos, uma ETA deve apresentar água com uma qualidade igual ou maior a que o requisito legal exige. Deste modo, cada ETA deve estabelecer e cumprir as suas próprias metas para assegurar que as regulamentações de qualidade de água sejam cumpridas, e que água da melhor qualidade possível seja entregue aos consumidores. Para além disso, os processos de tratamento de água devem também ser selecionados para permitir que o consumo de água esteja em concordância quando futuras regulamentações entrarem em vigor (AWWA, 1999).

1.4 OBJETIVOS

Tendo em conta a atual conjuntura do tratamento convencional de água para consumo humano, e do organismo patogénico adenovírus como contaminante emergente, o objetivo principal deste trabalho de dissertação passa então por averiguar e avaliar as capacidades de remoção de AdV pelas diferentes tecnologias do tratamento convencional de água para consumo, integrando essa avaliação no caso de estudo das ETA de Alcantarilha e Tavira.

Uma vez que este contaminante não se encontra legislado até à data, e que por esse motivo a sua monitorização no tratamento da água para consumo é um pouco limitada, pretende-se também com este trabalho reunir um conjunto de informações que possibilitem uma caracterização detalhada e rigorosa sobre o mesmo. Deste modo, será efetuada uma recolha e compilação de informação bibliográfica relevante sobre este contaminante, de modo a ter um conhecimento mais aprofundado sobre o mesmo. Essa coleta de informação irá incluir dados como: caracterização dos AdV, integração enquanto organismo viral, frequência com que ocorre na água, vias de transmissão, carácter infeccioso e efeitos para a saúde humana.

Para além das características mais intrínsecas de AdV, uma temática que será também abordada neste estudo serão os métodos de deteção de contaminantes microbiológicos na água, sendo feita a descrição e a enumeração das principais técnicas laboratoriais usadas atualmente para quantificar AdV em amostras de água. Para cada técnica analisada irão ser expostas as suas vantagens, as suas limitações, e ocasiões onde tenham sido usadas, bem como os seus resultados.

Já no âmbito do tratamento de água para consumo humano, serão reunidos valores de referência de remoções observadas de AdV por tecnologias de tratamento convencional de água, em bibliografia da especialidade que inclui artigos científicos publicados em revistas, livros, e manuais de referência.

A partir de algumas referências mencionadas, será procedida uma avaliação teórica das capacidades das ETA da AdA em estudo para controlo integrado de AdV, ou seja, será estimada a aptidão que essas instalações apresentam para remover esse agente biológico em função dos seus aspetos técnicos e operacionais de funcionamento. Essa avaliação será realizada a partir da comparação dos valores referenciados na literatura relativos a estudos à escala laboratorial e piloto, e em ETA para a remoção do

contaminante, com um conjunto de dados analíticos de operação disponibilizados pela AdA. Desta forma espera-se confirmar se, por um lado as ETA em estudo se encontram aptas para remover o agente biológico de forma eficaz tendo em conta as operações e processos unitários (OPU) que possuem atualmente, e por outro se essa remoção se encontra dentro daquilo que seria teoricamente previsto em termos de eficiência na remoção expectável do contaminante por cada etapa do tratamento.

A informação de base utilizada neste estudo consiste em dados de deteção virológica de AdV na água, dados analíticos de água bruta, água tratada e água de diferentes etapas no tratamento convencional, e parâmetros operacionais de tratamento das OPU que as ETA de Tavira e Alcantarilha dispõem, bem como de condições em que operam, fornecidos pela AdA, num espaço temporal de 3 a 5 anos.

Numa segunda fase, através da informação analítica disponibilizada pela AdA, serão efetuados um conjunto de procedimentos estatísticos a esses dados, em que serão sistematizadas um conjunto de variáveis que, isoladamente ou no seu conjunto, irão procurar explicar a presença/ausência de AdV na água tratada após a atuação das etapas tratamento convencional nessas ETA.

Com esta análise pretende-se aferir, num contexto estatístico, e simultaneamente tendo em conta os aspetos considerados pela pesquisa bibliográfica efetuada, quais os parâmetros/etapas de tratamento que atualmente são mais significantes para a ocorrência/eliminação de AdV na água tratada das ETA da AdA em estudo, e dessa forma poder formar considerações sobre quais as melhores opções estratégicas possíveis a serem implementadas nas OPU nessas ETA em ordem a atingir uma eficiente remoção de AdV.

Posto isso, com os resultados da análise estatística pretende-se assim identificar pontos críticos nas cadeias de tratamento das ETA de Alcantarilha e Tavira, onde eventualmente serão recomendadas otimizações ao seu funcionamento de modo a permitir uma remoção mais eficiente de AdV. Desta forma, serão então propostos eventuais ajustamentos tecnológicos a incluir nas OPU das ETA, que a AdA poderá implementar para procurar assegurar uma remoção eficaz do contaminante e melhorar assim a qualidade da água que fornece às populações do Algarve.

Em última análise, pretende-se ainda aferir sobre a fiabilidade dos resultados de deteção de AdV com que neste momento as ETA em estudo se deparam.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1 VÍRUS

Vírus são definidos como entidades biológicas que possuem um genoma composto por, ou ácidos ribonucleícos (ARN) ou ácidos desoxiribonucleícos (ADN). São agentes infecciosos que não possuem uma estrutura celular própria, sendo por isso agentes infecciosos acelulares (Hurst, 2000).

Os vírus são obrigatoriamente parasitas intracelulares, o que significa que vivem e replicam-se dentro de células hospedeiras, à custa das mesmas. Os vírus acompanham a sua replicação usurpando o controlo do funcionamento biomolecular da célula hospedeira. Aqueles considerados como “vírus clássicos” formam uma estrutura física denominada “virião”, que consiste no seu genoma de ARN ou ADN formado por uma camada de proteínas, denominadas capsídeos proteicos, que forma um invólucro ou capsídeo que protege o material genético. Juntos, esta estrutura de capsídeo e material genético são frequentemente referidos como “nucleocapsídeo”. O código genético que codifica a capsídeo proteica geralmente é carregado pelo genoma viral (Hurst, 2000).

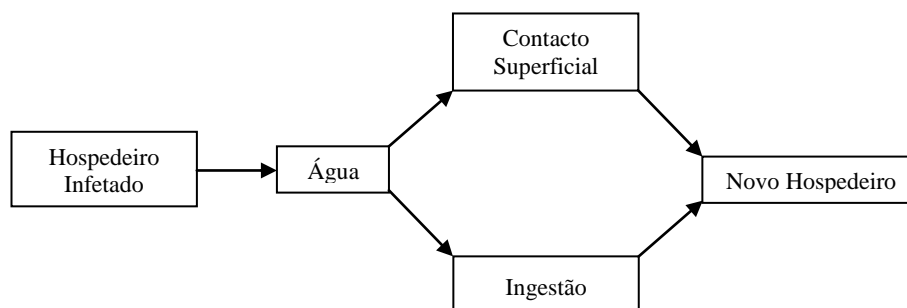
Doença infecciosa é um tipo de interação em que um microrganismo atua como um parasita predador. O microrganismo, dado como predador, é referido como “patogénico” nessas condições, enquanto a sua presa é referida como “hospedeiro” (Hurst, 2000).

Por causa da sua natureza acelular, quando os vírus são encontrados no ambiente (ar, solo e água) eles aparentam existir numa forma que essencialmente é biologicamente inerte. No entanto, exibem um comportamento muito ativo quando encontrados em muitos outros ambientes de organismo (Hurst, 2000).

No contexto de um vírus, as interações que ocorrem entre ele e um organismo vivo são feitas em função da sua busca para atingir a sobrevivência genética e a replicação da sua unidade biológica. Depois de um vírus se replicar dentro do corpo do seu presente hospedeiro, ele deverá procurar a transmissão para um próximo hospedeiro. A resultante cadeia de transmissão é a base da reprodução viral. Existem três abordagens básicas em que tal é atingido: transmissão por contacto direto entre o atual e o próximo hospedeiro, transmissão através de um vetor, e transmissão através de um veículo (Hurst, 2000):

- **Transmissão entre hospedeiros** – Apesar de ser uma das mais notórias, não é a via de transmissão de vírus mais comum entre animais.
- **Transmissão por vetor** – Um vetor é um objeto animado. Mais especificamente, tratam-se de organismos vivos, pelo que se incluem nesta categoria as plantas e os animais invertebrados. Existem duas categorias de vetores: *biológica* e *mecânica*. Se um vírus aumentar em número enquanto está associado ao vetor, é denominado “biológico”, e normalmente infeta o hospedeiro quando é ingerido ou o fere, e implica o transporte do vírus para o meio interno com o corpo do vetor. Ao inverso, se o vírus não aumentar em número quando associado ao vetor, é chamado “mecânico”, e infeta o seu hospedeiro através da superfície do vetor.
- **Transmissão por veículo** – Veículos são objetos inanimados, mais especificamente objetos que não sejam organismos vivos. Há quatro categorias de veículos: *água*, *alimentos*, *objetos contaminados*, e *aerossóis*. A transmissão via veículo para um novo hospedeiro requer a ingestão do veículo (alimentos ou água), contacto superficial (objeto contaminado ou água contaminada), ou inalação (aerossóis). De referir que, para que haja transmissão, é necessário primeiro a contaminação do veículo, em que o vírus deve depois sobreviver.

Os contaminantes virais presentes na água podem ser adquiridos por um novo hospedeiro através ingestão direta da água, ou de contacto com uma superfície ambiental que tenha sido contaminado por essa água, como representado na Figura 3 (Hurst, 2000):



Fonte: Hurst, 2000 (adaptado)

Figura 3 – Transmissão de vírus via o veículo “água”

Atualmente há a noção que uma fração significativa de todos os vírus existentes de humanos, animais domésticos, e plantas economicamente importantes, já foram isolados e integrados no sistema taxonómico. O presente sistema taxonómico universal trata-se de um sistema para monitorizar o enorme número de vírus que são que estão a ser isolados e estudados pelo mundo, e para associar características virais aos nomes dos vírus. O sistema taxonómico dos vírus é hierarquizado em famílias e sub-famílias (Fields et al., 1996).

As famílias de vírus representam agrupamentos de géneros de vírus que partilham características comuns e são distintos de outras famílias. As famílias de vírus são designadas por nomes com o sufixo – *viridae*. A maioria das famílias de vírus têm distintas morfologias, estruturas de genoma, e/ou estratégias de replicação (Fields et al., 1996). A família de vírus em que se integram os AdV é a dos os vírus entéricos.

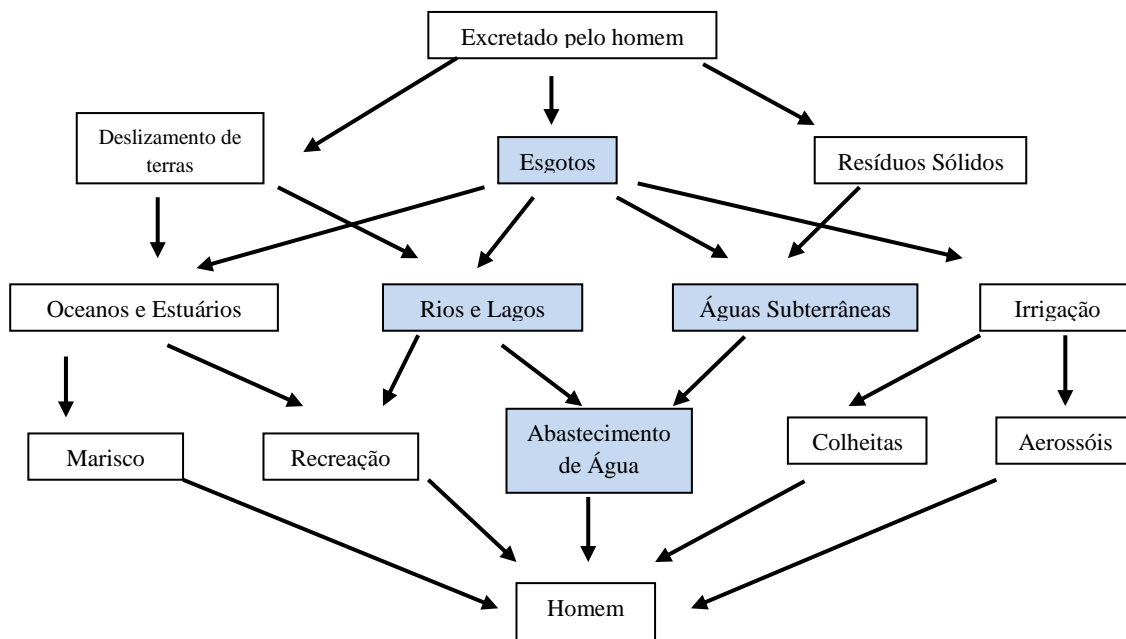
2.1.1 Vírus Entéricos

Os vírus entéricos são vírus geralmente transmitidos no ambiente através da via fecal-oral, sendo difundidos em números extremamente elevados nas fezes e urina de indivíduos infetados, onde são excretados mais de 100 tipos de vírus patogénicos, e libertadas entre 10^5 e 10^{11} partículas de vírus por grama de fezes. Devido ao seu potencial de contaminação a partir de uma larga variedade de fontes, sendo obviamente as águas residuais uma das fontes mais concentradas destes agentes, os vírus entéricos na água são de particular preocupação para a saúde humana (Simmons & Xagorarakis, 2011; Fong et al., 2010).

Os grupos conhecidos de vírus entéricos pertencem às seguintes famílias (Fong et al., 2010):

- *Picornaviridae* (poliovírus, enterovírus, coxsakievírus, vírus da hepatite A, e echovírus);
- *Adenoviridae* (adenovírus);
- *Caliciviridae* (norovírus, calicivírus, astrovírus);
- *Reoviridae* (reovírus e rotavírus).

Estes agentes podem estar presentes naturalmente em ambientes aquáticos ou, mais comumente, entram no ambiente através da descarga efluentes de esgotos contaminados. O destino dos micróbios entéricos patogênicos pode tomar muitas vias possíveis no ambiente aquático. A Figura 4 ilustra as possíveis vias de transmissão de vírus entéricos. Habitualmente, as infecções transmitidas pela água em seres humanos são adquiridas por ingestão de água contaminada ou marisco (Bosch, 1998; Fong et al., 2010).



Fonte: Bosch, 1998 (adaptado)

Figura 4 – Vias de Transmissão de Vírus Entéricos

Alguns grupos de vírus entéricos são considerados agentes patogênicos emergentes, com base nas suas estruturas celulares e moleculares que os tornam resistentes aos correntes processos de tratamento de água (Fong et al., 2010).

Desde os anos 80, com avanços significativos na área da virologia ambiental, os vírus entéricos têm sido reconhecidos como os agentes causadores de muitos casos de doenças e surtos provenientes de fontes contaminadas de água para consumo, águas de recreio, rios, e crustáceos e moluscos colhidos em águas contaminadas (Fong et al., 2010).

Embora as infecções destes vírus sejam principalmente associadas a diarreia e gastroenterite aguda em seres humanos, podem também provocar infecções respiratórias, conjuntivite, hepatite e doenças com elevadas taxas de mortalidade, tais como a

meningite asséptica, encefalite, e paralisia em indivíduos com imunodeficiências (Fong et al., 2010).

Além de causarem doenças agudas, são de preocupação para a saúde pública devido à sua baixa dosagem infecciosa. O risco de infecção quando se consome vírus na água para consumo é de 10 a 10.000 vezes maior do que para bactérias patogénicas em exposições semelhantes (Fong et al., 2010).

2.2 ADENOVÍRUS

Os adenovírus (AdV) foram pela primeira vez cultivados e classificados como agentes virais distintos em 1953, por Rowe et al. (1953), durante a sua tentativa de estabelecer linhas celulares de tecidos de adenoides e amígdalas. Foram primeiro chamados de *degeneração adenoide*, *faringe-adenoide conjuntiva*, e *doença aguda de respiração*. A nomenclatura atual foi adotada em 1956. O nome provém da sua estrutura de tecido (adenoide) (Fields et al., 1996).

Os AdV humanos são considerados um contaminante emergente na água para consumo, encontrando-se listados na LCC da EPA dos E.U.A., devido às suas características de sobrevivência durante o tratamento de água não estarem completamente entendidas. Isto indica que são uma hipótese para possíveis futuras regulamentações para sistemas públicos de água. Contudo, existem importantes lacunas de dados que precisam de ser preenchidos antes dessa regulação poder ser invocada (Linden et al., 2007; Jiang, 2006).

2.2.1 Classificação

Os AdV consituem a família de vírus *Adenoviridae*, que se divide em quatro géneros: *Mastadenovirus*, *Aviadenovirus*, *Atadenovirus* e *Siadenovirus*. Os AdV humanos estão integrados no género *Mastadenovirus*, que inclui vírus humanos, simiescos, bovinos, equinos, suínos, caninos e roedores (Pond, 2005; Fields et al., 1996).

Este género está também integrado nos vírus entéricos humanos, que podem ser transmitidos através da água, sendo o adenovírus o único vírus na família de vírus entéricos que possui ADN (Bosch, 1998; He & Jiang, 2005).

Até agora, foram distinguidos 51 serótipos de AdV humano, que foram definidos e classificados em seis diferentes subgrupos (A-F), com base nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Pond, 2005).

Uma variedade de classificações adicionais têm sido exploradas, incluindo subgrupos baseados no potencial oncogénico em animais, hemaglutinação ou homologias de ADN (Jiang, 2006). Na Tabela 2 encontram-se as distribuições das diferentes classes de AdV, e as principais enfermidades a que essas estão associadas:

Tabela 2 – Classificação de serótipos de AdV

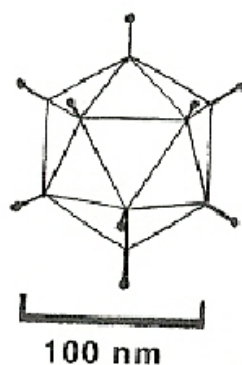
Subgrupo	Serótipos	Locais de Infecção
A	12,18,31	Trato Gastrointestinal
B	3,7,11,14,16, 21,34,35	Pulmões, trato urinário
C	1,2,5,6	Trato respiratório superior
D	8,9,10,13,15,17,19,20, 22-30,32,33,36-39,42-47	Olhos, trato gastrointestinal
E	4	Trato respiratório
F	40,41	Trato gastrointestinal

Fonte: Jiang, 2006

2.2.2 Estrutura

Os AdV possuem um genoma de ADN de cadeia dupla e um invólucro proteico icosaédrico, sem envelope (Albinana-Gimenez et al., 2009).

A estrutura dos AdV é constituída por partículas icosaédricas (20 superfícies triangulares e 12 vértices) que têm entre 90 a 100 nm de diâmetro. As partículas (viríões) contêm ADN (13% da sua massa) e proteínas (87% da sua massa). Não possuem membrana ou lípidos, e apresentam quantidades vestígias de carbo-hidratos, pois a proteína de fibra do virião é modificada por adição de glucosamina (Fields et al., 1996; Jiang, 2006). Na Figura 5 encontra-se a estrutura de um AdV humano.



Fonte: Hurst, 2000

Figura 5 – Virião da família *Adenoviridae*

As partículas infecciosas (viriões) são constituídas por um invólucro de proteínas rodeando um núcleo de ADN. O invólucro proteico (capsídeo) é composto por 252 sub-unidades (capsómeros), das quais 240 são *hexons* e 12 são *pentons*. Tal como sugerido pelos seus nomes, estas duas proteínas (*pentons* e *hexons*) estão rodeadas por cinco e seis vizinhos, respetivamente, e são os componentes principais da superfície dos AdV (Fields et al., 1996).

2.2.3 Vias de Exposição

As principais vias de transmissão de AdV são em grande parte pela via fecal-oral, com alimentos ou água como vetores (Fong et al., 2010; Pond, 2005).

Os indivíduos infetados com AdV difundem grandes quantidades de partículas virais através de fezes e urina, o que torna as águas residuais uma das fontes mais concentradas destes vírus (Simmons & Xagorarakis, 2011; Albinana-Gimenez et al., 2009). A transmissão por via fecal é provavelmente responsável pela propagação endêmica destes agentes para vários corpos de água, e é a única fonte conhecida de AdV humanos (Jiang, 2006; Fields et al., 1996).

As partículas virais de AdV podem ser difundidas nas fezes por meses ou mesmo anos. Deste modo, são detetadas altas cargas virais em esgotos, e concentrações mais baixas em águas de rio, águas do mar e águas para consumo (Albinana-Gimenez et al., 2009).

O vírus pode ainda ser difundido por superfícies contaminadas, tais como a partilha de toalhas em piscinas, ou partilha de óculos de mergulho (Pond, 2005).

Infeções adenovírais não entéricas podem difundir-se através de tosse ou espirros, tratando-se de uma grande preocupação em relação a doenças agudas respiratórias (Kundu et al., 2013; Pond, 2005).

De acordo com a literatura, as concentrações infecciosas e não infecciosas de AdV detetadas em águas residuais tratadas e não tratadas são aproximadamente 10^4 - 10^9 , e 10^2 - 10^7 vírus/L, respetivamente (Simmons & Xagorarakis, 2011).

2.2.4 Infeções

As infeções de AdV ocorrem à escala global em humanos e numa larga variedade de animais. A transmissão de infeção por AdV varia de esporádica a epidémica. O padrão frequentemente é relacionado com o serótipo viral e a idade da população suscetível (Fields et al., 1996).

Os surtos de doenças respiratórias associadas a AdV têm sido mais comuns desde o fim do inverno até ao início do verão, no entanto, as infeções relacionados com este patogénico podem ocorrer ao longo do ano (Pond, 2005).

Estudos epidemiológicos confirmam que AdV são a causa de várias doenças e problemas de saúde. Neste caso, são responsáveis por uma série de enfermidades como: conjuntivite, constipações, faringite, amigdalite, gastroenterite e encefalite, e infeções que podem ser fatais em pacientes de alto risco, como pacientes imunodeficientes, recetores de transplante de medula óssea, e crianças (Fields et al., 1996; Silva et al., 2011).

A maioria das enfermidades manifestam-se em infeções nos olhos e no sistema respiratório. Podem também replicar-se no trato gastrointestinal, bexiga, e fígado, e ocasionalmente causar doenças a outros órgãos, como o pâncreas ou o sistema nervoso central (Jiang, 2006; Fields et al., 1996).

As infeções de AdV ocorrem durante todo o ano e não há nenhuma, ou pouca variação sazonal ao longo das estações, e ao longo do ano. Surtos de infeções de adenovírus já ocorreram em hospitais, piscinas, quartéis militares e creches (Kuo et al., 2009; He & Jiang, 2005; Silva et al., 2011).

Apesar de existirem pelo menos 51 serótipos distintos de AdV humano, a maioria das doenças humanas são associadas a apenas um terço desses. As doenças mais comuns associadas aos vários serótipos de AdV estão descritas na Tabela 3 (Fields et al., 1996):

Tabela 3 – Doenças associadas a infecções por AdV

Doença	Indivíduos em maior risco	Principais Serótipos
Faringite Febril Aguda	Crianças	1-3 , 5-7
Febre Faringoconjuntival	Crianças maiores de 6	3, 7, 14
Doença Respiratória Aguda	Recrutas Militares	3, 4, 7, 14, 21
Pneumonia	Crianças	1-3, 7
Pneumonia	Recrutas Militares	4, 7
Ceratite Epidêmica	Qualquer faixa etária	8, 11, 19, 37
Síndrome Pertussis	Crianças	5
Cistite Hemorrágica Aguda	Crianças	11, 21
Gastroenterite	Crianças	40, 41
Hepatite	Crianças com transplante de fígado	1, 2, 5
Persistência de vírus no trato urinário	Doentes de SIDA, outras imunodeficiências, e recetores de transplante de medula óssea	34, 35

Fonte: Fields et al., 1996

- ***Doenças Respiratórias***

Existem certos serótipos de AdV ligados a várias infecções no sistema respiratório, como faringite, doença respiratória aguda e pneumonia. Muitas dessas infecções são difíceis de distinguir de outros vírus respiratórios e até infecções bacterianas (Fields et al., 1996; Fong et al., 2010).

Os serótipos 1, 2 e 5 de AdV, para além de serem reconhecidos como agentes causadores de epidemias e casos esporádicos que afetam os tratos respiratórios, são os responsáveis por 5-10% das doenças respiratórias em crianças. Os sintomas normais incluem congestão nasal, tosse e coriza, e são frequentemente acompanhados por manifestações sistêmicas como mal-estar, febre, calafrios, mialgia e dores de cabeça (Ko et al., 2005; Jiang et al., 2006).

Se os sintomas anteriormente descritos forem acompanhados de conjuntivite, a enfermidade é designada febre faringo-conjuntival. Os serótipos de AdV mais envolvidos são os do tipo 3, no entanto os tipos 7 e 14 também foram isolados em pacientes sofrendo desta doença (Heim et al., 2003; Fields et al., 1996).

É também conhecida a associação de AdV com os sintomas do Síndrome de Pertussis, também conhecido como tosse convulsa, causado pela bactéria *Bordetella pertussis*. A descoberta foi feita através do isolamento de AdV 5 de vários órgãos de um paciente com grave tosse convulsa. No entanto não há evidências que os AdV por si só sejam responsáveis pelo Síndrome (Fields et al., 1996)

Severas pneumonias em jovens recrutas militares, num ambiente de aglomerações de pessoas e fadiga, são causadas pelos serótipos AdV 4 e AdV 7. Para além disso, AdV 4 está também ligado a epidemias de doença aguda respiratória (Fields et al., 1996; Heim et al., 2003).

- ***Doenças Gastrointestinais***

Os AdV humanos são o segundo organismo patogénico viral mais importante relacionado com a gastroenterite infantil. Os AdV 40 e 41 do subgrupo F são os responsáveis pela maioria dos casos de gastroenterite em crianças associados a AdV (Fong et al, 2010; Jiang, 2006).

Os serótipos AdV 40 e AdV 41 estão também entre as causas principais de diarreia na infância (Sidhu et al., 2013).

- ***Infeções oculares***

A conjuntivite mais provocada por AdV é a chamada “conjuntivite de piscina”. Em estudos, apesar do vírus ter sido isolado a partir da conjuntiva de indivíduos afetados, não foi ainda isolado em amostras de água de fontes infetadas (Fields et al., 1996).

Os surtos em fontes de água habitualmente ocorrem no verão e são causados por AdV 3 e AdV 7. No entanto outros tipos como AdV 1, 2, 4, 6, 9, 10, 11, 15, 16, 17, 20, e 22 (grupos B, C, D e E), têm sido associados a este Síndrome (Fields et al., 1996).

A ceratoconjuntivite epidémica, uma infecção ocular mais severa e altamente contagiosa, é predominantemente causada pelos serótipos de AdV 8, AdV11, AdV 19 e AdV 37 (Heim et al., 2003; Ko et al., 2005).

- ***AdV associados a hospedeiros imunodeficientes***

Estudos recentes demonstraram os efeitos que as infecções de AdV podem provocar em hospedeiros imunodeficientes. Doentes desse tipo podem até não ser mais infectados com AdV que hospedeiros comuns, contudo o impacto duma infecção pode ser mais séria, e até resultar em morte (Fields et al., 1996; Heim et al., 2003).

Em hospedeiros imunodeficientes, as infecções de AdV são frequentemente associadas com uma ou mais manifestações de órgãos como resultado de pneumonia, hepatite, meningite, diarreia, e cistites (Heim et al., 2003).

Em estudos realizados, 12% de uma amostra de pacientes com a Síndrome da Imunodeficiência Adquirida (SIDA) foram identificados como sendo portadores de AdV do grupo B na sua urina, possuindo serótipos do tipo 3, 7, 11, 34 e 35 (Fields et al., 1996).

Os serótipos de AdV 1, 2, 5, 11, 34 e 35 são frequentemente detetados em indivíduos imunodeficientes após transplante de medula óssea (Heim et al., 2003).

A cistite hemorrágica causada pelo serótipo de AdV 11 pode ocorrer em hospedeiros normais, mas esta doença pode ser mais severa em pacientes imunodeficientes. Pacientes em que foi efetuado transplante renal, acompanhado de imunossupressão desenvolveram cistite hemorrágica aguda a partir de AdV de tipo 11 (Fields et al., 1994; Jiang, 2006).

- ***Outras enfermidades***

Apesar das infecções de AdV estarem associadas principalmente a diarreia e gastroenterite em seres humanos, eles também causam hepatite, e doenças com altas taxas de mortalidade, como meningite, encefalite e paralisia (Fong & Lipp, 2005).

AdV 19 e 37 são também sexualmente transmissíveis e associados a lesões ulcerativas genitais. A cistite é causada por AdV 11, 21, 34 e 35 (grupo B) e esses tipos tendem a persistir como infecções assintomáticas no trato urinário (Heim et al., 2003).

2.2.5 Prevalência

Os AdV ocorrem em muitos ambientes aquáticos e são excepcionalmente resistentes a processos de tratamento de água (Kundu et al., 2013).

Estes organismos possuem alta prevalência e alta estabilidade em ambientes aquáticos. De entre a família dos vírus entéricos humanos, os AdV são os únicos com um genoma de dupla cadeia de DNA, daí ser o vírus mais termoestável, e poder sobreviver durante períodos prolongados em águas no ambiente (He & Jiang, 2005; Silva et al., 2011).

Devido a possuírem cadeia dupla de DNA, uma cadeia de DNA não danificada nos AdV pode servir como modelo para a reparação duma cadeia danificada, por meio de enzimas recetoras. Por outro lado, estes vírus têm ainda um peso molecular elevado, o que lhes permite uma maior resistência a radiação UV (Fong et al., 2010).

Estes vírus têm demonstrado ser até 60 vezes mais resistentes à radiação UV comparativamente a outros vírus entéricos com uma cadeia de RNA simples, tais como os poliovírus e hepatite A. Para além disso, mantêm a sua infeciosidade mesmo após exposição a processos de tratamento, principalmente desinfecção com UV. São ainda altamente estáveis sob condições de stress ambiental, tais como temperatura, variações de pH e concentrações de cloro (Calgua et al., 2008 Silva et al., 2011; Kundu et al., 2013).

2.2.6 Perspetivas Futuras

Existe muita informação sobre o ciclo de crescimento dos AdV. Contudo, permanece um mistério a identidade do recetor viral, a estrutura no núcleo viral contendo o virião, e como o ADN é transcrito, a natureza do sinal de reconhecimento que regula o empacotamento do ADN no capsídeo, e as bases para as restrições ao hospedeiro e os tropismos do tecido em organismos infetados (Fields et al., 1996).

Em relação à infeciosidade destes agentes, atualmente não são claras as razões porque certos tipos de AdV causam doenças em certos órgãos e em outros não. De igual modo, não há evidências que expliquem porque são encontrados menos AdV no intestino, e de serem mais comuns em jovens do sexo masculino que do sexo feminino (Fields et al., 1996)

Os adenovírus trouxeram muita informação à comunidade científica, não apenas como estudo de um sistema de replicação viral, mas também contribuíram para um entendimento a nível molecular de muitos processos celulares, por exemplo os mecanismos que as células utilizam para controlar o seu crescimento (Fields et al., 1996).

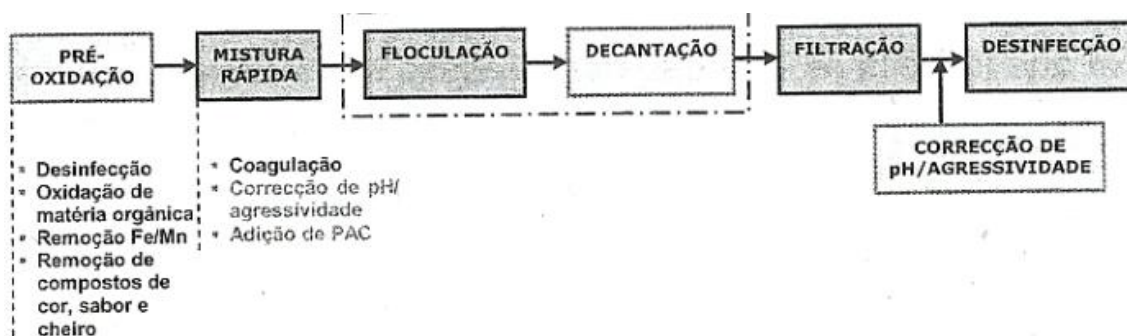
2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO

Segundo a AWWA (1999), entende-se por tratamento convencional de água uma *“cadeia de tratamento de água que possua tratamento químico, mistura rápida, floculação, sedimentação, e filtração”*. A desinfecção é também incluída no tratamento convencional, com o ponto ou pontos de adição do desinfetante a variar em diferentes etapas da cadeia de tratamento (AWWA, 1999).

Os processos de tratamento individuais podem ser organizados numa cadeia de tratamento, ou seja, uma série de processos aplicados em sequência. O tratamento convencional de água combina os processos de pré-oxidação, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, e desinfecção para clarificar a água e remover e inativar contaminantes microbiológicos como vírus, bactérias, cistos e oocistos de protozoários patogénicos (OMS, 2011; AWWA, 1999).

A seleção dos processos de tratamento de água é uma tarefa complexa. A opção de um ou mais processos de tratamento de água a serem usados é influenciada por vários fatores. A remoção de contaminantes é o principal fator para o tratamento da água. Um outro processo que influencia a seleção de processos de uma ETA é a origem da água a ser tratada, o que pode ser útil para estimar e desenvolver um programa de monitorização para definir a qualidade de água a tratar (AWWA, 1999).

Segundo a “caracterização nacional das ETA portuguesas” elaborada por Rosa et al.(2009), as sequências de tratamento de água de origem superficial dispõem-se de uma forma semelhante ao esquema da Figura 6:



Fonte: Vieira et al. 2007 (in Rosa et al. 2009)

Figura 6 – Esquema-tipo de tratamento de água de origem superficial em Portugal

No caso de águas superficiais, a pré-oxidação pode destinar-se à desinfecção primária da água, à oxidação de matéria orgânica, à remoção de ferro e manganês ou de compostos de cor, sabor e cheiro. Na mistura rápida é efetuada a remoção de turvação, podendo também ser usada para adição de carvão ativado em pó (PAC) para adsorção de NOM e microcontaminantes orgânicos. A decantação pode não existir nalguns casos de captação de água com baixo teor de sólidos suspensos e matéria coloidal, ou seja, quando existe filtração direta. A existência de uma correção de pH antes da desinfecção final é também uma variante opcional em função da qualidade da água (Rosa et al., 2009).

2.3.1 Coagulação

A coagulação trata-se de um processo para aumentar a tendência das partículas mais pequenas numa suspensão aquosa (coloides) se agregarem umas às outras e a superfícies maiores, de modo a formarem agregados maiores. No fundo, o seu principal objetivo é transformar uma suspensão estável, ou seja, uma suspensão que seja resistente a agregação, em instável (AWWA, 1999).

As partículas coloidais encontradas na água normalmente apresentam uma carga superficial negativa. O seu tamanho situa-se entre 0,01-1µm (Mecalf & Eddy, 2003).

Atualmente, as principais razões para o uso da coagulação no tratamento de água para consumo são a remoção de turvação e de matéria orgânica natural (NOM), através da aumento/diminuição das doses de coagulante e/ou ajuste de pH (Abbaszadegan et al., 2007; AWWA, 1999).

Um coagulante é designado como um químico usado para desestabilizar partículas coloidais e melhorar a taxa de formação de flocos, sendo tipicamente adicionado no processo de mistura rápida. Os coagulantes mais utilizados no tratamento de água são sais de cloro ou enxofre que contenham os íons metálicos positivos Al^{3+} ou Fe^{3+} . Atualmente os coagulantes deste tipo mais usados são sulfato de alumínio, sulfato de ferro, e cloreto de ferro (Metcalf & Eddy, 2003; AWWA, 1999).

Outro tipo de coagulante utilizado no tratamento de água são os polímeros orgânicos, ou *polieletrólitos*. Esses coagulantes tratam-se de compostos orgânicos naturais ou sintéticos, de alto peso molecular, que dependendo da sua carga na água (negativa, positiva ou neutra) irão apresentar tendência para absorver partículas numa suspensão aquosa. Os polieletrólitos usados no tratamento de água para consumo são categorizados frequentemente como *polímeros coagulantes primários* ou *polímeros floculantes* (Metcalf & Eddy, 2003; AWWA, 1999).

2.3.2 Floculação

A floculação trata-se do processo físico de produzir interações entre partículas e formar agregados que possam ser eficientemente removidos por processos posteriores de separação de partículas, tais como sedimentação e filtração (Metcalf & Eddy, 2003; AWWA, 1999).

Para que ocorra uma eficiente floculação a suspensão deve ser anteriormente desestabilizada, o que sucede com a adição de um coagulante. A agregação de partículas ocorre depois pela indução de gradientes de velocidade e mistura na água (Metcalf & Eddy, 2003; AWWA, 1999).

Um floculante é usado para melhorar a formação de flocos e aumentar a força da estrutura do floco, e é empregue após a adição do coagulante (AWWA, 1999).

2.3.3 Oxidação Química

A oxidação química no tratamento da água refere-se ao uso de um oxidante para provocar alterações na composição química de um composto ou grupo de compostos. Os processos de oxidação química têm um papel importante no tratamento de água para

consumo, providenciando uma variedade de vantagens na melhoria da qualidade dessa água (Metcalf & Eddy, 2003; AWWA, 1999).

Os oxidantes químicos são empregues para destruir compostos orgânicos causadores de sabor e odores, eliminação de cor, e destruição de químicos orgânicos sintéticos. Para além, disso melhoram as eficiências de clarificação e remoção de NOM nas etapas de C/F/S a jusante. Os mais utilizados no tratamento de água são o cloro, ozono, dióxido de cloro e permanganato (AWWA, 1999).

A ação desinfetante dos oxidantes químicos deve-se à sua elevada reatividade com os constituintes dos agentes biológicos. Os oxidantes provocam a degradação de macromoléculas que fazem parte da parede celular das células. Dessa degradação resultam danos irreversíveis de constituintes indispensáveis ao metabolismo celular, ou mesmo a lise das células (AWWA, 1999).

Os microrganismos resistentes à oxidação química, tais como os vírus, só podem ser controlados em ETA convencionais otimizando as etapas de pré-oxidação com ozono ou dióxido de cloro (Rosa et al., 2009).

- **Ozono**

O ozono (O_3) é um gás instável e incolor que necessita ser produzido *in-situ*. É muito instável em solução aquosa e altamente reativo com um número elevado constituintes na água para consumo. Quando o O_3 reage com contaminantes orgânicos na água, incluindo NOM, oxida-os parcialmente para compostos orgânicos biodegradáveis de baixo peso molecular, mais espécies polares e ácidos orgânicos (AWWA, 1999).

A oxidação química com O_3 é também um processo muitas vezes usado como pré-tratamento da coagulação/floculação. Para além da sua função como oxidante, o O_3 pode causar a desestabilização das partículas, e pode ainda melhorar a ação dos coagulantes, ou reduzir sua a quantidade empregue no tratamento (AWWA, 1999).

Com efeito, o O_3 é um composto eficaz para a inativação de vírus e bactérias, tendo esse efeito já sido relatado por vários estudos. Ito et al., (2005) afirmam que o “ O_3 pode causar danos ao ADN”, e também Thurston-Enriquez et al. (2005a) consideram-no “um desinfetante eficaz para a redução de parasitas e protozoários na água”.

O efeito do pH na inativação de microrganismos por ozono parece ser, de acordo com AWWA (1999), *“predominantemente associada com a mudança da estabilidade do residual de ozono”*. Por sua vez, Roy (1979) verificou uma *“ligeira diminuição de eficácia de inativação viral de residuais de ozono à medida que o pH diminui”*, contudo Hoff (1986) e Hoff & Akin (1986), notaram o efeito oposto.

No uso de O₃ para o tratamento de água para consumo, os parâmetros que devem ser dimensionados para o efeito são: dose, tempo de contacto, residual e CT. As doses de O₃ empregues no tratamento são de apenas alguns miligramas por litro. O tempo de contacto necessário para o ozono inativar microrganismos é normalmente curto – de segundos a minutos. Por sua vez, a manutenção de um residual ao longo do tratamento minimiza o potencial crescimento de microrganismos em fases posteriores do mesmo (AWWA, 1999).

2.3.4 Filtração

Os processos de filtração são utilizados para remover matéria particulada da água. Essa inclui matéria já presente na água bruta ou gerada durante outros processos de tratamento, tais como: partículas siltosas e argilosas, microrganismos (vírus, bactérias e cistos protozoários), coloides e substâncias húmicas, ou precipitados de ferro ou alumínio provenientes da coagulação (AWWA, 1999).

Atualmente são utilizados na filtração de água para consumo uma variedade de diferentes tipos de filtros. Os meios filtrantes mais comuns utilizados são filtros de leitos em meio granular, como areia de sílica, antracite e carvão, que podem ser usados sozinhos ou combinados (AWWA, 1999).

As propriedades de um meio filtrante são importantes na afetação do desempenho do processo de filtração, e também na definição do meio filtrante. Essas propriedades incluem: tamanho e distribuição dos grãos, forma e arredondamento, densidade, dureza, e porosidade do leito.

Um pré-tratamento adequado e contínuo na água a tratar é também muito importante para produzir uma boa filtração. Com uma apropriada coagulação, floculação, e separação de sólidos prévia à operação de filtração, a água a tratar, sendo de alta turvação ou cor, pode ser tratada com sucesso. Um pré-tratamento químico é

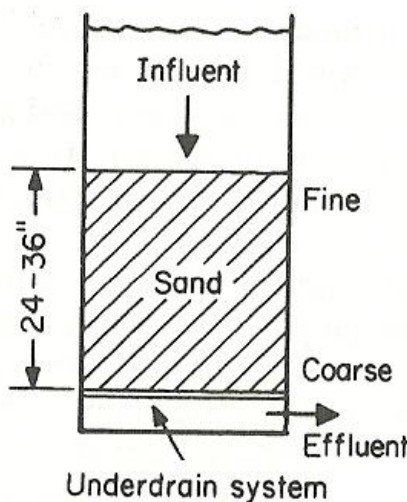
essencial para a remoção de matéria particulada neste tipo de filtração, ao flocular as partículas coloidais em partículas maiores, o que permite a sua remoção parcial nos processos de pré-tratamento (tais como sedimentação). Para além disso, o pré-tratamento químico melhora as forças de anexação que retêm as partículas no filtro (AWWA, 1999).

- **Filtração Rápida**

A filtração granular de leito rápido, também conhecida como “filtração rápida em areia”, consiste na passagem de água pré-tratada através de um leito granular a caudais entre 5-25 m/h. O fluxo de água normalmente desce através desse leito (AWWA, 1999).

A taxa de filtração nos sistemas por gravidade é regulada controlando a descarga dos drenos. O controlo do caudal influente é exercido manual ou automaticamente de forma a igualar o caudal efluente e manter constante o nível de água no leito filtrante (Rosa et al., 2009).

O material mais comum usado em filtros rápidos é areia. Uma configuração típica desse sistema encontra-se demonstrada na Figura 7:



Fonte: Jiang, 2006

Figura 7 – Filtração rápida em areia convencional

Durante a operação de filtração, são removidos sólidos da água e acumulam-se entre os vazios e no topo da superfície do meio filtrante. Esta obstrução resulta num aumento gradual da perda de carga se o fluxo se manter. Após um período de operação,

o filtro deve ser limpo por *backwashing* com um fluxo de subida de água, habitualmente auxiliado por um sistema auxiliar de lavagem. Um *backwashing* eficaz dos filtros rápidos é essencial para um funcionamento a longo prazo do sistema. O objetivo do *backwashing* é manter o filtro aceitavelmente limpo enquanto evita problemas como rachas no filtro ou bolas de lama. O tempo de operação entre *backwashes* é referido como *ciclo* (AWWA, 1999).

O ponto de remoção de partículas na filtração move-se progressivamente para baixo à medida do desenvolvimento do processo. As partículas removidas no filtro são mantidas em equilíbrio com as forças hidráulicas que tendem a afastá-las e carregam-nas para o fundo, ou através do filtro. À medida que a deposição aumenta, a velocidade através das camadas superiores mais obstruídas do filtro aumenta, e essas camadas ficam menos eficientes na remoção. A ação da remoção passa assim cada vez mais para o fundo no filtro (AWWA, 1999).

A filtração em meios granulares é uma solução amplamente utilizada no tratamento da água para consumo no sentido de remover microrganismos através da combinação de propriedades físico-hidrodinâmicas, e química de superfície e solução. Em ótimas condições, admite-se que a sua combinação com a C/F/S possa resultar numa remoção de pelo menos 4 log de agentes patogénicos protozoários (LeChevallier & Au, 2004). Para mais, é a etapa que conclui a remoção física da turvação da água.

2.3.5 Adsorção

A adsorção de uma substância envolve a sua acumulação numa interface entre duas fases, podendo tanto ser líquida e sólida, como gasosa e líquida. A molécula que acumula, ou adsorve, na interface é chamada *adsorbato*, e o sólido no qual a adsorção ocorre é chamado de *adsorvente*. A adsorção de moléculas pode ser representada pela seguinte reação química (AWWA, 1999):



em que A representa o adsorbato, B o adsorvente e A . B os compostos adsorvidos um no outro (AWWA, 1999).

Um dos adsorventes mais usados em tratamento da água é o carvão ativado. É usado para adsorver moléculas orgânicas que provoquem sabores, odores, mutagenicidade e toxicidade. As propriedades do carvão ativado são muito importantes no processo de adsorção, nomeadamente: tamanho e forma das partículas, tempo de contacto, lavagem e atividade biológica. Outras características têm influência no desempenho da adsorção são: alcalinidade, dureza, pH, força iónica, concentração de oxigénio dissolvido e NOM (AWWA, 1999).

Uma vez que a remoção eficiente de NOM não é assegurada pela C/F/S, torna-se necessário recorrer a processos complementares para remover NOM. Tal pode ser atingido através de sistemas de adsorção em carvão ativado (PAC/GAC). O pré-tratamento pode também ter um significado importante na eficiência do carvão ativado, pois a concentração de NOM pode ser diminuída e as espécies de compostos podem ser alteradas, alterando assim a adsorbilidade e biodegradabilidade (AWWA, 1999).

- **PAC**

Uma das formas mais usadas de carvão ativado utilizada na remoção de compostos orgânicos é em carvão ativado em pó (PAC). Uma das particularidades do PAC é a distribuição do tamanho das suas partículas que atinge um diâmetro de 10-74 µm, pois as partículas mais pequenas de PAC adsorvem compostos orgânicos mais rapidamente que as partículas maiores (AWWA, 1999).

O PAC é vulgarmente utilizado no tratamento convencional para adsorver microcontaminantes orgânicos, mas é também utilizado para remoção de bromato e dos compostos organobromatados (Rosa et al., 2009).

A adição de PAC adapta-se facilmente a ETA com tratamento convencional e permite ajuste rápido de acordo com variações sazonais da qualidade da água. As suas dosagens variam entre 10-40 mg/l e estão limitadas pela capacidade de remoção do PAC nos tratamentos a jusante. Em ETA convencional o PAC é aplicado normalmente na etapa de mistura rápida, conjuntamente com o coagulante, e é removido a jusante, na floculação/decantação e filtração (Rosa et al., 2009).

As principais vantagens relacionadas com a utilização de PAC no tratamento de água são o baixo custo e a possibilidade de alterar a dosagem com as alterações da

qualidade da água ao longo do tratamento. Por outro lado, algumas desvantagens deste tratamento estão relacionadas com os custos elevados de operação (AWWA, 1999).

- **GAC**

O carvão ativado granulado (GAC) é um tipo de carvão ativado que possui um diâmetro maior que 0,1 mm (Metcalf & Eddy, 2003).

Os filtros GAC são leitos fixos e normalmente aplicados após clarificação da água numa ETA. Quando a necessidade da remoção de NOM se prolonga no tempo, os filtros GAC ganham vantagem porque permitem a sua regeneração e maior utilização da sua capacidade de adsorção (AWWA, 1999).

Algumas das propriedades do PAC e do GAC encontram-se expostas de seguida na Tabela 4.

Tabela 4 – Propriedades do GAC e PAC

Característica	Unidade	GAC	PAC
Área Superficial	m ² /g	700 - 1300	800 - 1800
Densidade	kg/m ³	400 - 500	360 - 740
Cinzas	%	< 8	< 6
Tamanho Partículas	mm (µm)	0,1 - 2,36	(5 – 50)

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003 (adaptado)

Apesar destas duas tecnologias serem viáveis em ETA convencionais para remoção de NOM e contaminantes biológicos, os sistemas de tratamento convencionais não integram a tecnologia do GAC. Por outro lado, o PAC é frequentemente adicionado nas OPU do tratamento convencional de água.

2.3.6 Desinfecção

A desinfecção é um processo que se refere à inativação parcial de organismos causadores de doenças (Metcalf & Eddy, 2003).

É uma etapa crítica no tratamento da água para consumo no que diz respeito à inativação de vírus infecciosos. Embora outros processos de tratamento, tais como C/F/S e filtração possam conseguir redução de patógenos, a sua erradicação só é garantida através de desinfecção, pois certos organismos patogênicos virais podem atravessar os processos de filtração convencionais devido ao seu pequeno tamanho, tornando a desinfecção um tratamento importante para as enfermidades virais. Os agentes alvo da desinfecção incluem vírus, bactérias, protozoários, e ainda novos agentes virais em que se descobre possuírem transmissão via água (Cromeans et al., 2010; Thurston-Enriquez et al., 2005a; AWWA, 1999; Rosa et al., 2009).

Os desinfetantes primários mais usados hoje em dia são o cloro (Cl_2), dióxido de cloro (ClO_2), Ozono (O_3), e radiação UV. Por outro lado, da desinfecção com cloro na presença de amônia resulta ainda a formação de cloraminas, que podem atuar como desinfetante devido ao seu poder oxidante (AWWA, 1999).

A Tabela 5 resume alguns dos principais aspectos relacionados com as especificidades e tecnologias de cada um dos desinfetantes:

Tabela 5 – Aplicações de técnicas de desinfecção alternativas

Consideração	Cl_2	ClO_2	O_3
Complexidade da Tecnologia	Simple	Moderado	Complexo
Virocida	Moderado	Moderado	Bom
Bactericida	Bom	Bom	Bom
Persistência do Residual	Longa	Moderada	Nenhuma
Dependência do pH	Sim	Ligeira	Ligeira

Fonte: AWWA, 1999 (adaptado)

São conhecidos cinco mecanismos principais que podem explicar a ação dos desinfetantes nos organismos patogénicos: danos à parede celular, alteração da permeabilidade celular, alteração da natureza coloidal do protoplasma, alteração do ADN ou ARN do organismo, e inibição da atividade enzimática (Metcalf & Eddy, 2003).

Geralmente, os desinfetantes podem ser aplicados em várias locais da cadeia de tratamento. A desinfecção posterior à C/F/S e à filtração é designada como *desinfecção secundária*, sendo a etapa onde a maior parte da inativação de microrganismos por processos de desinfecção ocorre (AWWA, 1999).

Na aplicação de desinfetantes devem ser tidos em conta certos fatores para o dimensionamento do processo, tais como: tempo de contacto, concentração do desinfetante, temperatura, pH, tipo de organismo, qualidade da água e força iónica (Kahler et al., 2011; Metcalf & Eddy, 2003).

Um outro conceito utilizado para o controlo nos processos de desinfecção é o de CT. O CT designa-se pelo cloro residual restante após um período de tempo específico, resultando assim nas unidades (mg/L.min) (Metcalf & Eddy, 2003).

A diminuição do número de agentes biológicos ativos é normalmente expressa pela redução destes em percentagem ou em números de log. A maior parte dos valores de CT publicados (sempre associados aos valores de temperatura e pH a que foram determinados) são obtidos em testes laboratoriais, não refletindo portando as condições reais duma ETA. A Tabela 6 representa o efeito genérico germicida de desinfetantes em organismos virais, dado por valores de CT em condições de pH 7 e a 20°C:

Tabela 6 – Valores teóricos de CT para vários níveis de inativação viral (pH~7 ; 20°C)

Desinfetante	Unidade	Inativação			
		1-log	2-log	3-log	4-log
Cloro	mg/L.min	-	2,5 – 3,5	4 – 5	6 – 7
Cloraminas	mg/L.min	-	300 – 400	500 – 800	200 – 1200
Dióxido de Cloro	mg/L.min	-	2 – 4	6 – 12	12 – 20
Ozono	mg/L.min	-	0,3 – 0,5	0,5 – 0,9	0,6 – 1,0

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003 (adaptado)

- **Cloro**

De todos os desinfetantes químicos, o cloro é normalmente o mais usado para o tratamento da água (Metcalf & Eddy, 2003).

O cloro elemental (Cl_2) é um gás denso que, quando sujeito a pressões em excesso, condensa num líquido com a libertação de calor e com uma redução no volume específico. Pode ser usado como desinfetante na forma de gás sob pressão que é dissolvido na água, hipoclorito de sódio, ou hipoclorito de cálcio. A quantidade relativa de cloro presente no gás cloro, ou sais hipocloritos, é expressa em termos *cloro disponível* (AWWA, 1999).

Os residuais de cloro podem servir para proteger o sistema de distribuição contra o crescimento, ou pelo menos como prevenção para a possibilidade de contaminação (Snead et al, (1980) in AWWA, (1999)).

O pH e a temperatura da água são parâmetros determinantes da eficiência da desinfecção química, neste caso de cloro. Relativamente ao modo de ação, Nissen (1890) (in AWWA, 1999) afirma que “*o cloro a pH mais baixo é considerado mais biocida que cloro a pH alto*”. A ação do cloro é também diferente de organismo para organismo, ocorrendo reações que causam inativação. Por exemplo com poliovírus, é “*o invólucro proteico que aparenta ser o local crítico de inativação por cloro*”, segundo Fujioka et al. (1985) e Tenno et al. (1980) (in AWWA, 1999). Em relação à temperatura, AWWA (1999) afirma que “*a taxa de inativação de microrganismos com desinfetantes aumenta, com o aumento da temperatura*”. Contudo, Scarpino et al. (1972) (in AWWA, 1999) relataram que “*os vírus são mais sensíveis a cloro a pH mais alto, que a pH mais baixo*” confirmando assim pouco consenso em quais as condições mais favoráveis para a aplicação do desinfetante.

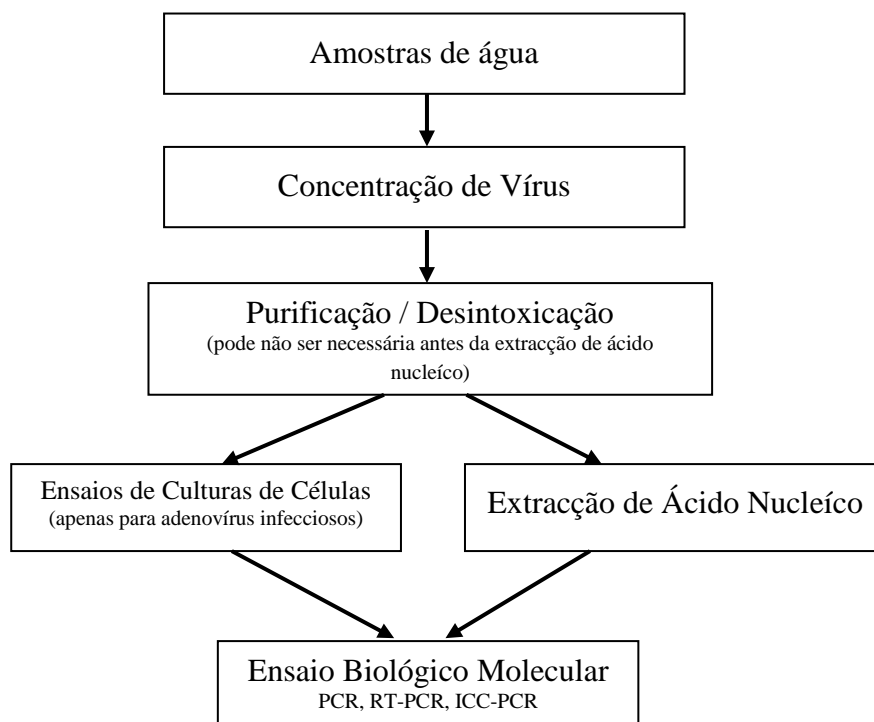
O mecanismo de inativação de vírus por cloro sugeriu que os vírus podem ser inativados de diferentes formas, e que os danos podem ocorrer ao nível de, quer proteínas virais, quer a RNA. No caso de um vírus de cadeia simples de ADN, pensa-se que a ação do cloro seja na capsíde viral (Kahler et al., 2011).

2.4 DETEÇÃO DE ADENOVÍRUS

As técnicas aplicáveis para a detecção de AdV na água não são significativamente diferentes das utilizadas para diagnósticos clínicos. Os desafios aqui prendem-se com as baixas concentrações de vírus alvo nas amostras de água, e a complexidade das matrizes ambientais (metais tóxicos, e ácidos húmicos e flúvicos) associadas às águas, que podem ser tóxicas para as culturas de células ou inibitórias para as reações PCR (Jiang, 2006).

A análise de AdV em amostras de águas superficiais pode ser enormemente subestimada. Dado isso, foram desenvolvidos muitos esforços na tentativa de aumentar a sensibilidade da detecção de AdV, e os métodos moleculares surgiram como os métodos mais promissores para esse propósito (He & Jiang, 2005).

Os procedimentos básicos para uma análise virológica de águas ambientais são: recolha de amostras, concentração e purificação de vírus, detecção com ensaios de culturas de células ou, mais recentemente, métodos moleculares como PCR (Fong & Lipp, 2005). Na Figura 8 encontra-se esquematizada os procedimentos de uma análise de AdV em amostras de água:



Fonte: Jiang, 2006 (adaptado)

Figura 8 – Fluxograma da detecção de AdV para amostra de água

2.4.1 Concentração e Purificação de Vírus

De modo a detetar a quantidade de vírus presentes numa amostra de água, é necessária uma etapa de concentração viral, e posteriormente uma purificação para reduzir a toxicidade ou o efeito inibitório presentes na amostra (Jiang, 2006).

Dado que os níveis de vírus entéricos em ambientes naturais são muitas vezes baixos, grandes volumes de água (até milhares de litros) são frequentemente concentrados antes da análise por inoculação de culturas de células hospedeiras ou por métodos moleculares (Fong & Lipp, 2005).

Várias abordagens para recolher e concentrar partículas virais das amostras de água têm sido desenvolvidas e aplicadas nas últimas duas décadas. Essas incluem principalmente: métodos de adsorção-eluição de vírus usando filtros negativa-ou-positivamente carregados, retenção de vírus por exclusão no tamanho dos poros usando ultrafiltração, e outros métodos como centrifugação e membranas (Wu et al., 2011; Fong & Lipp, 2005).

2.4.2 Cultura de Células

A abordagem tradicional para a deteção de vírus entéricos tem sido através de técnicas baseadas em culturas de células. Estas são utilizadas para detetar e quantificar vírus infecciosos em amostras de água, bem como analisar a viabilidade dos vírus após tratamento com cloro, radiação UV, temperatura, e outros parâmetros (Calgua et al., 2011; Academic Press, Inc., 1990).

Esta técnica permite a quantificação e isolamento do vírus através da inoculação de AdV usando múltiplas linhas de culturas de células como por exemplo: BGMK, Caco-2, HeLa, Hep-2, KB, A549, PLC/PRF/5, 293 HEK (Jiang, 2006).

Após a inoculação de uma linha de células escolhida, os ensaios são avaliados para a presença de células danificadas, arredondamento de células, ou descamação da monolamina, como evidência de infeção viral (Jiang, 2006; Fong & Lipp, 2005).

As técnicas de culturas de células normalmente mais utilizadas consistem em ensaios de inibição do efeito citopático: TCID₅₀ e ensaios em placas; e ensaios de imunofluorescência.

Contudo, esta técnica apresenta várias desvantagens: é um processo trabalhoso e longo, pode produzir falsos resultados pois deteta mais do que um tipo viral na água, e a respeito dos AdV a eficiência da replicação nas culturas de células varia consoante o serótipo (Jiang, 2006; Fong & Lipp, 2005; Lee & Kim, 2002).

- ***Imunofluorescência***

Os ensaios de imunofluorescência baseiam-se na observação de células infetadas por microscópio epifluorescente com radiação UV, após incubação dos vírus em culturas de células (Calgua et al., 2011).

Estes ensaios mostram ser específicos para a deteção de vírus infecciosos, obtendo resultados negativos de vírus inativados por radiação UV ou por calor. É uma técnica rápida, sensível, específica, e padronizável para a quantificação e deteção de vírus infecciosos nas águas (Calgua et al., 2011).

2.4.3 Biologia Molecular

Alguns serótipos de AdV são difíceis de isolar em culturas de células normais (Papapetropoulou & Vantarakis, 1998).

Essas dificuldades podem ser contornadas através do uso de técnicas moleculares, que utilizam métodos genéticos para localizar as sequências genéticas exclusivas e conservativas no genoma dos AdV. As sequências localizadas até agora incluem as que codificam a proteína do *hexon*, proteína de fibra, e o ADN polimerase do vírus (Papapetropoulou & Vantarakis, 1998; Jiang, 2006).

Com as amostras concentradas e as culturas de células infetadas, os ácidos nucleicos virais podem ser extraídos e purificados para remover os detritos celulares e inibidores, antes de serem amplificados e detetados por PCR (*Polimerase Chain Reaction*) (Fong & Lipp, 2005).

- **PCR / RT-PCR**

As técnicas moleculares de detecção viral como PCR, são baseadas na detecção de uma parte do genoma viral que está altamente conservado com ampla homologia de um grupo específico de vírus (Fong & Lipp, 2005).

PCR e RT-PCR (*Reverse Transcription Polymerase Chain Reaction*) consistem em duas variantes da mesma técnica.

Estas técnicas oferecem várias vantagens: são rápidas, altamente sensíveis e específicas, menos trabalhosas e consomem menos tempo que a inoculação em cultura de células. São também capazes de diferenciar vírus específicos, ou seja, podem detetar desde ordens inteiras de vírus, a um único tipo de vírus, ou um serótipo dentro de um grupo hospedeiro (Fong & Lipp, 2005).

No entanto este método tem uma falha crucial, pois não oferece informação da infeciosidade do organismo. No mesmo âmbito, outra crítica desta técnica é que tem pouca ou nenhuma importância em termos de avaliação da qualidade microbiológica da água, porque detecta de igual forma vírus ativos e inativos (Jiang, 2006).

No âmbito dos AdV, devido ao genoma desses ser composto por uma dupla cadeia de ADN, é possível ser usado o PCR convencional para a detecção do vírus, escusando assim os custos das transcriptases (Silva et al., 2011).

Recentemente o PCR convencional foi modificado para melhoramentos em termos de especificidade, sensibilidade e eficiência, mas também para quantificar o número de vírus detetados. Algumas variações do PCR convencional incluem: *Nested* PCR, *Multiplex* PCR e PCR a tempo real (qPCR) (Jiang, 2006).

- ***Nested* PCR**

O método *nested* PCR é aplicado para permitir uma maior sensibilidade comparado ao método convencional de PCR, e permite a detecção de um número mais pequeno de contaminantes virais em amostras. É empregue para assegurar uma maior especificidade da detecção e eliminar resultados falsos-positivos (Papapetropoulou & Vantarakis, 1998; Fong & Lipp, 2005).

No entanto, o *nested* PCR demonstrou ter uma alta probabilidade de contaminação quando produtos da primeira ronda de PCR são transferidos para a mistura reacional de *nested* PCR (Fong & Lipp, 2005).

- ***Multiplex PCR***

Numa aplicação de *multiplex* PCR, vários conjuntos de *primers* são dispostos contra diversos alvos, incluídos num único PCR (Fong & Lipp, 2005).

É um processo que pode poupar tempo e custos, porque vários tipos de vírus podem ser detetados num único ensaio de PCR. Contudo, a conceção de um *multiplex* PCR não é fácil, e requer cuidadosa otimização de misturas reacionais e condições de PCR (Fong & Lipp, 2005).

- ***PCR a tempo real (qPCR)***

A necessidade de dados quantitativos cruciais para a avaliação de risco da saúde pública, levou ao desenvolvimento do PCR em tempo real: qPCR (Fong & Lipp, 2005).

qPCR é uma técnica para quantificar a presença de microrganismos patogénicos em amostras ambientais. (Fong & Lipp, 2005).

É um procedimento menos demorado porque a etapa de confirmação não é geralmente necessária. A totalidade da análise pode ser feita num sistema fechado, o que pode reduzir o potencial de contaminação. O método qPCR já tem demonstrado sensibilidades de deteção comparáveis ou superiores às do PCR convencional em vários estudos (Fong & Lipp, 2005).

- ***ICC-PCR***

Tendo em conta as técnicas disponíveis para a deteção de organismos virais em amostras de água, uma possível abordagem que hoje já sucede, é integrar uma cultura de células em PCR: ICC-PCR (Jiang, 2006).

Deste modo combina-se as vantagens dos dois métodos: a sensibilidade do método PCR, com a habilidade das culturas de células em amplificar partículas infecciosas vírais presentes em amostras de água (Jiang, 2006).

2.4.4 Comparação de técnicas

Na Tabela 7 encontram-se as vantagens e desvantagens das principais técnicas de detecção de AdV:

Tabela 7 – Comparação de métodos para detecção de AdV

Método	Vantagens	Desvantagens
Cultura de Células	<ul style="list-style-type: none"> - Infeciosidade pode ser determinada; - Providência dados quantitativos; 	<ul style="list-style-type: none"> - Processo longo (dias a semanas); - Caro; - Nem todos os vírus crescem em culturas de células;
PCR (RT-PCR)	<ul style="list-style-type: none"> - Rápido; - Aumenta de sensibilidade e especificidade; 	<ul style="list-style-type: none"> - Apenas detecta presença ou ausência de vírus; - Pode ser interferido por inibidores; - Não determina infeciosidade;
<i>Nested</i> PCR	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento de sensibilidade em relação ao PCR convencional; 	<ul style="list-style-type: none"> - Potencial risco de contaminação quando se transferem os produtos de PCR;
<i>Multiplex</i> PCR	<ul style="list-style-type: none"> - Vários tipos, grupos ou espécies de vírus podem ser detetadas numa única reação; - Poupa tempo e dinheiro; 	<ul style="list-style-type: none"> - Dificuldade em achar igual sensibilidade para todas as espécies de vírus alvo;
qPCR	<ul style="list-style-type: none"> - Providencia dados quantitativos; - Não é necessária confirmação de PCR (poupa tempo); - Pode ser efetuado em sistema fechado; 	<ul style="list-style-type: none"> - Caro; - Ocasionalmente menos sensível que o PCR convencional e <i>nested</i> PCR;
ICC-PCR	<ul style="list-style-type: none"> - Melhora a detecção de vírus infecciosos patogénicos; - Providencia resultados em metade no tempo da cultura de células convencional; 	<ul style="list-style-type: none"> - Menos eficiente em termos de tempo e mais dispendioso, que o PCR convencional;

Estudos de detecção de AdV têm sido realizados ao longo dos anos um pouco por todo o mundo. Na Tabela 8 encontram-se alguns desses estudos de detecção de AdV, com a indicação dos serótipos detetados do vírus. Embora as técnicas de detecção sejam semelhantes em alguns casos, as etapas de concentração de vírus, extração de ADN ou purificação diferem de estudo para estudo.

Tabela 8 – Estudos realizados de detecção de AdV

Técnica	Local da Amostra	Tipo de Amostra	Serótipos Detetados	Autor
ICC-(RT-) PCR	*	*	AdV2, AdV41	Ko et al. (2005)
qPCR	Catalunha, Espanha	Água de rio	AdV2	Albinana-Gimenez et al. (2009)
qPCR	Catalunha, Espanha	Efluente de esgoto e água de rio	AdV2, AdV5, AdV12, AdV41	Hundesda et al. (2006)
q(RT-) PCR	Wiscosin, E.U.A	Água da torneira e águas subterrâneas	AdV41	Lambertini et al. (2008)
qPCR	Michigan, E.U.A	Efluente de esgoto	AdV2, AdV3, AdV12, AdV41, AdV40	Fong et al. (2010)
qPCR	Los Angeles, E.U.A	Água de rio	AdV1, AdV7, AdV9, AdV17, AdV19, AdV21, AdV28, AdV37, AdV40, AdV41	Choi & Jiang (2005)
Cultura de Células (<i>Imunofluorescência</i>)	Espanha	Água de rio e efluentes de esgoto	AdV2, AdV41	Calgua et al.(2011)
qPCR	África do Sul	Águas de rio e ETA	AdV40, AdV41, AdV2	Van Heerden et al. (2005)
ICC-PCR	Coreia do Sul	Água da torneira	AdV40, AdV41, AdV5	Lee & Kim (2002)
qPCR	Tóquio, Japão	Água de rio	AdV40, AdV41	Haramoto et al (2010)
Semi-nested PCR	Goiânia, Brasil	Águas recreativas	AdV5	Silva et al. (2011)
q(RT-) PCR	Alemanha	Água de rio	AdV5	Hamza et al. (2009)
<i>Nested</i> PCR, qPCR, ICC-PCR	Barcelona, Espanha	Água do Mar	AdV31, AdV41	Calgua et al. (2008)
qPCR	Barcelona, Espanha	Efluentes domésticos e industriais	AdV11, AdV12, AdV31, AdV34, AdV35, AdV40, AdV41	Bofill-Mas et al. (2006)

3. REMOÇÃO TEÓRICA DE ADENOVÍRUS

A carga viral dos AdV pode representar um risco de infecção na população se não for aplicado e devidamente controlado um eficiente tratamento de água para consumo (Jiang et al., 2006).

Apesar de estarem incluídos na LCC da EPA, existem poucos estudos a documentar a remoção de AdV em água para consumo. Posto isso, neste capítulo serão apresentados alguns dos principais resultados obtidos até hoje sobre a remoção de AdV por técnicas de tratamento convencional de água para consumo.

3.1 – REMOÇÃO DE AdV POR COAGULAÇÃO

Atualmente, a informação que existe sobre a eficiência da coagulação no que respeita a remoção de agentes patogênicos emergentes é limitada (Abbaszadegan et al., 2007). Deste modo, não existem indícios de que a coagulação seja uma etapa decisiva na remoção de AdV pelo tratamento convencional de água para consumo.

Contudo, os processos de coagulação, floculação e sedimentação (C/F/S) convencionais já demonstraram eficiência na remoção de algumas variedades de outros microrganismos, incluindo vírus, bactérias e protozoários (Abbaszadegan et al., 2007).

Os processos de coagulação têm como objetivo a remoção da turbidez e NOM na água, utilizando variações das doses de coagulante e ajuste de pH (Abbaszadegan et al., 2007). A remoção da turbidez na água pode ter alguns efeitos nas remoções de organismos virais. LeChevallier & Au (2004) afirmam que “*a presença de sólidos suspensos aumenta a resistência dos microrganismos aos processos de desinfecção*”. Deste modo, a falha na eficiência da remoção da turbidez ou de outras partículas, durante a C/F/S, poderá diminuir a eficiência de posteriores processos de desinfecção em remover organismos virais, tais como AdV. Para mais, LeChevallier & Au (2004) consideram ainda que “*no seu conjunto a C/F/S, juntamente com a filtração, podem remover de 1 a 2-log de vírus e outros agentes biológicos*”.

Abbaszadegan et al. (2008) ao avaliarem as remoções de AdV durante o tratamento de água numa experiência de bancada em *jar-test*, usando cloreto férrico como coagulante, concluíram que os AdV foram removidos a grande extensão com uma

dose de 40 mg/L de cloreto férrico, numa água de baixa turvação (0,2 NTU) e a pH 8. Na Tabela 9 encontra-se representada a remoção alcançada de AdV referida no estudo em questão:

Tabela 9 – Remoção de Adenovírus por coagulação em Abbaszadegan et al. (2008)

Coagulante	Dose	Remoção Obtida
Cloreto Férrico	40 mg/l	1,4 log

Por seu lado, Abbaszadegan et al. (2007) nos seus diversos estudos de avaliação de remoções virológicas e de bacteriófagos através da coagulação, não foram capazes de identificar claramente uma dose ideal do coagulante cloreto férrico (FeCl_3) para remover AdV na água. Ao invés, os seus resultados sugeriram que a dose ideal para a remoção desses vírus deverá situar-se entre os 60, 80 ou 100 mg/l de cloreto férrico. Os resultados dessa investigação foram feitos usando duas águas de características conhecidas, cujas mesmas se apresentam na (Tabela 10) e os seus resultados das remoções de AdV alcançadas para cada uma na Tabela 11.

Tabela 10 – Qualidade das águas utilizadas na experiência de Abbaszadegan et al. (2007)

	Água 1	Água 2
Turvação	18,4 NTU	3,80 NTU
pH	8,3	8,46
DOC	4,6 mg/l	5,62 mg/l
Temperatura	21 °C	21 °C

A partir destas águas foram conduzidas experiências de coagulação através da variação da dose de cloreto férrico, e analisadas as remoções de AdV. As doses estudadas foram de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mg/l de FeCl_3 . As remoções de AdV para cada uma das doses estudadas estão representadas na Tabela 10 em seguida:

Tabela 11 – Remoção de AdV por coagulação em Abbaszadegan et al. (2007)

	Água 1	Água 2
Dose Coagulante (mg/L)	Remoção AdV	Remoção AdV
20	0,32 log	1,57 log
40	0,07 log	1,07 log
60	1,3 log	2,28 log
80	1,1 log	1,36 log
100	1,8 log	2,11 log
120	1,3 log	2,43 log

Através da Tabela 11, comparativamente entre as duas amostras de água, observa-se que se registaram maiores remoções de AdV para toda a gama das doses de coagulante aplicadas na água 2.

Em virtude das características das águas a tratar, a água 2 trata-se essa duma amostra de água com muito menor turvação em comparação com a água 1. Já em relação ao DOC, ambas apresentam níveis próximos uma da outra, sendo esses relativamente altos de acordo com o valor referência em EPA (2001) para distinção entre águas com altos e baixos níveis de TOC, de 2 mg/l. Tais resultados apontam assim para que, em virtude dos níveis de turvação, esse parâmetro seja um fator muito importante na influência da remoção de AdV por coagulação.

Por outro lado, verifica-se que o comportamento das remoções de AdV pela ação do coagulante é relativamente semelhante para as duas águas no que concerne à aplicação de diferentes doses do mesmo. Ou seja, até à dose de 100 mg/l de FeCl_3 as eficiências de remoção aumentam e diminuem em simultâneo para ambas as águas à medida que vão sendo aplicadas doses de coagulante cada vez mais altas. Todavia, quando foram aplicadas doses de 120 mg/l de FeCl_3 o comportamento das remoções já é oposto: na água 1 a remoção diminui, e na água 2 a remoção sobe para um valor máximo de 2,43 log. Observam-se também claros aumentos de remoção com as doses de 60 e 100 mg/l.

3.2 – REMOÇÃO DE AdV POR OZONIZAÇÃO

Presentemente, existe pouca informação sobre a capacidade do ozono (O_3) em inativar AdV. Estudos anteriores relataram a eficiência de O_3 em inativar vários vírus na água e em esgotos, mas existe pouca informação disponível em relação à redução de AdV entéricos em água tratada.

Thurston-Enriquez et al. (2005a) nas suas experiências de inativação de vírus, consideraram que o ozono é “*um desinfetante eficaz na inativação viral de AdV*” sob as condições em que foi realizada sua experiência (pH 7 e 5°C).

Por seu lado, Albinana-Gimenez et al. (2009) verificaram também que o tratamento de ozonização na cadeia de tratamento duma ETA possui um papel muito importante na remoção do contaminante, sobretudo no que concerne à sua inativação viral. Cópias do genoma de AdV foram detetados em tratamentos posteriores à ozonização, mas já sem a capacidade de infectar culturas de células, o que indica que os vírus aí já não possuam um carácter infeccioso, podendo apontar para que a ação desinfetante do ozono seja responsável por esse efeito. Nessa situação foi possível observar que, presumivelmente, a maioria dos AdV tenham sido inativados pelo tratamento com O_3 , contudo as partículas e o ADN do vírus permaneceram relativamente intactos. Para além disso, Albinana-Gimenez et al. (2009) mencionam ainda a capacidade dos vírus em se agregarem. Essa agregação pode, segundo os mesmos, “*proteger algumas partículas virais da ação dos tratamentos de desinfecção*”.

Na mesma lógica de proteção dos agentes virais, LeChevallier & Au (2004) consideram que “*todos os fatores extrínsecos que sirvam de proteção física aos agentes biológicos diminuem a eficiência dos desinfetantes (ou oxidantes), como é o caso das células integradas em biofilmes ou no interior de agregados de partículas*”.

Na Tabela 12 estão resumidos os resultados de inativação viral de AdV com ozono obtidos das experiências enunciadas anteriormente.

Tabela 12 – Remoção de Adenovírus por ozonização

Dose	Tempo de Contacto	Residual	Resultado/Remoção Obtida	Autor
0,49 mg/l	15 s	0,108 mg/l	2,63 log	Thurston-Enriquez et al. (2005a)*
0,49 mg/l	2 min	< 0,001 mg/l	3,28 log	
0,30 mg/l	30 s	0,014 mg/l	3,04 log	
0,30 mg/l	10 min	< 0,001 mg/l	3,55 log	
-	15-20 min	0,1-0,2 mg/l	AdV Positivo	Albinana-Gimenez et al. (2009)

* pH 7; 5°C

Thurston-Enriquez et al. (2005a) estimaram, para as suas experiências (Tabela 12), que para uma dose de O₃ de 0,30 mg/l, o CT correspondente a uma remoção de 4 log seria de cerca de 0,60 mg/l.min. Observou-se assim que o ozono foi eficaz na inativação viral de AdV, mesmo com residuais bastante baixos (< 0,001 mg/l), observando-se uma inativação de 76%, segundo os autores.

Relativamente à capacidade do O₃ em eliminar a infeciosidade de AdV em amostras de água, na Tabela 13 encontra-se a ação da ozonização nesse efeito em cadeias de tratamento de duas ETA. Nesse âmbito, é demonstrado que, pese embora o tratamento não ter sido capaz de remover de forma eficaz o contaminante da água, o vírus já não foi capaz de infetar culturas de células em ensaios posteriormente realizados. Nesse contexto, o cenário mais revelador é o da ETA 1, pois é possível observar que é após o tratamento de ozonização que os vírus deixam de conseguir infetar culturas de células.

Tabela 13 – Inativação de Adenovírus por ozonização

Nº ETA	Cadeia de Tratamento	Remoção Obtida	Amostras de água contendo AdV	Capacidade de Infetar Cult.Cél.	Autor
1	Pré-cloragem – C/F/S – Filtração Rápida	3,24 log	5/9	Sim	Albinana-Gimenez et al. (2009)
	Pré-cloragem – C/F/S – Filtração Rápida – Ozonização	3,15 log	4/9	Não	
2	Pré-cloragem – C/F/S – Ozonização – GAC	2,62 log	7/12	Não	

3.3 – REMOÇÃO DE AdV POR FILTRAÇÃO

A filtração é uma etapa de tratamento convencional que contribui para a redução do número de microrganismos da água. A AWWA (1999) considera que a filtração é *“uma opção para remover microrganismos patogénicos”*. A remoção eficiente de microrganismos requer um controlo cuidadoso da coagulação e operação dos filtros de modo a atingir consistentemente baixos valores de turvação na água (AWWA, 1999).

Contudo, Thurston-Enriquez et al. (2005b) afirmam que *“os organismos patogénicos virais podem desviar-se dos processos de filtração convencionais devido ao seu tamanho”*, o que enfatiza a possibilidade dos AdV poderem ser resistentes a este tipo de tratamento devido ao seu tamanho.

Por outro lado, a matéria particulada removida na filtração pode ter especial importância para a remoção de AdV em tratamentos posteriores. Kahler et al. (2011) referem que *“a matéria particulada pode proteger as partículas virais por escudar fisicamente os viriões”*. Isto tem particular relevância para a eficiência da desinfecção. Tal evidência revela então a importância que a filtração tem para a remoção de AdV, não por si só, mas como meio de pré-tratamento para etapas posteriores do tratamento convencional, nomeadamente da desinfecção.

Albinana-Gimenez et al. (2009) nos seus estudos piloto em ETA, observaram poucas a nenhuma reduções de AdV pelo tratamento efetuado de filtração por cartuchos em água de fontes subterrâneas. Filtros de cartucho são uma tecnologia desenvolvida para aplicações de filtração, consistindo basicamente em reservatórios sob pressão contendo um cartucho com um filtro de filamento. Vírus e bactérias podem atravessar a maioria destes filtros, tornando assim a desinfecção um processo essencial num tratamento envolvendo um filtro deste tipo. Todavia, os autores admitem que *“devido à água bruta possuir à partida baixos níveis de contaminação viral detetada, seria possível que se fosse tratada água com índices virais mais altos, a eficiência de remoção pudessem ser maiores”*.

Por outro lado, ainda Albinana-Gimenez et al. (2009) testemunharam também que, em cadeias de tratamento de duas ETA, e para concentrações de AdV na água bruta semelhantes, se observaram remoções maiores do contaminante numa cadeia de tratamento com o processo de filtração rápida em areia, relativamente a uma cadeia sem essa etapa. Tal consideração encontra-se ilustrada na Tabela 14.

Tabela 14 – Remoções de Adenovírus com e sem operação de filtração rápida

Nº ETA	Cadeia de Tratamento	Remoção Obtida	Amostras de água contendo AdV	Autor
1	Pré-cloragem – C/F/S – Filtração Rápida	3,24 log	5/9	Albinana-Gimenez et al. (2009)
2	Pré-cloragem – C/F/S	1,98 log	2/12	

3.4 – REMOÇÃO DE AdV POR CLORAGEM

A AWWA & AWWA Research Foundation (2002) ao avaliarem a eficiência de desinfetantes químicos e foto-químicos na inativação de patógenos virais emergentes na água, determinaram a sensibilidade relativa de AdV40 em relação a uma série de outros vírus e bactérias, para uma inativação de 99% (2-log). A Tabela 15 ilustra os resultados obtidos:

Tabela 15 – Ordem de sensibilidade dos desinfetantes para 99% de inativação de vírus

Desinfetante	Sensibilidade
Cloro	Adenovírus 40, Calicivirus < Poliovirus < Microsporidia < <i>L. Pneumophila</i> < <i>M. Fortuitum</i>
Cloraminas	Calicivírus < Adenovírus 40 < <i>M. Fortuitum</i> < <i>L. Pneumophila</i>
Ozono	Calicivírus < Adenovírus 40 < Microsporidia < <i>M. Fortuitum</i> < <i>L. Pneumophila</i>
Dióxido de Cloro	Adenovírus 40 < Poliovírus < Calicivirus < <i>M. Fortuitum</i> < <i>L. Pneumophila</i>
Radiação UV	Microsporídia < Calicivirus < Adenovírus 40

Fonte: AWWA & AWWA Research Foundation, 2002 (adaptado)

A Tabela 15 demonstra assim que AdV40, bem como os outros vírus (Calicivírus e Poliovírus) foram os mais sensíveis aos desinfetantes químicos (cloro, cloraminas, ozono e dióxido de cloro), em relação a bactérias. Já para a radiação UV, AdV40 foram os organismos mais resistentes.

Na Tabela 16 encontra-se a ordem de eficácia relativa dos desinfetantes utilizados no estudo para inativação de AdV, baseado numa inativação de 99% de AdV.

Tabela 16 - Ordem de eficácia dos desinfetantes para 99% de inativação de AdV

Microrganismo	Desinfetantes
Adenovírus	Ozono, Dióxido de Cloro, Cloro > Cloramina

Fonte: AWWA & AWWA Research Foundation, 2002 (adaptado)

Segundo a Tabela 16, o ozono, dióxido de cloro e cloro obtêm teoricamente semelhantes eficiências de inativação de AdV, o que não aponta claramente um desinfetante específico como ideal para a remoção deste contaminante na água. Por outro lado, a cloramina é claramente o desinfetante menos eficiente para a inativação de AdV, quando comparado com os outros.

De acordo com os testemunhos de alguns autores, a inativação de AdV com cloro será, provavelmente, o tratamento mais eficaz para a remoção deste contaminante.

Para Thurston-Enriquez et al. (2005b) *“a inativação de vírus com cloro já demonstrou a suscetibilidade de importantes vírus entéricos que já ameaçaram ou causaram surtos de doenças difundidas pela água”*.

Para além disso, Thurston-Enriquez et al. (2003) acrescentam mesmo que *“a desinfecção de AdV é facilmente atingida com cloro livre”*.

Já Page et al. (2009) consideraram, de acordo com a sua investigação, que *“para sistemas de tratamento multi-barreira que utilizam cloro como barreira primária contra AdV, doses de cloro até mais baixas que aquelas tradicionalmente aplicadas a patogénicos mais resistentes podem ainda oferecer proteção contra AdV”*.

Por outro lado, Kauppinen et al. (2012), ao utilizarem cloro para testar um sistema de tubos à escala laboratorial para a inativação de AdV, concluíram que o cloro é um *“bom descontaminante para distribuição em sistemas semelhantes (tubagens)”* e que foram notados *“bons efeitos de purificação na água e biofilmes dos sistemas contaminados”*.

O cloro já demonstrou também a sua eficácia na inativação de AdV através duma série de estudos onde controlou com sucesso serótipos de AdV2 (Cromeans et al., 2010), AdV3 (Clarke et al., 1956), AdV5 (Baxter et al., 2007), AdV40 (Thurston-Enriquez et al., 2003; Cromeans et al., 2010; Kauppinen et al., 2012), e AdV41 (Baxter et al., 2007; Cromeans et al., 2010).

3. REMOÇÃO TEÓRICA DE ADENOVÍRUS

De seguida, nas Tabelas 17, 18 e 19, encontram-se sumariados alguns valores de remoções estudadas de AdV através de desinfecção com cloro para inativações de vírus de 2-log (99%), 3-log (99,9%) e 4-log (99,99%),

Tabela 17 – Inativações de 2-log de AdV por desinfecção com cloro

Dose	pH	Temperatura	CT	Remoção	Autor
-	6	5°C	0,05 mg/L.min	2-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
-	7	5°C	0,15 mg/L.min	2-log	
0,2 mg/l	7	5°C	0,02 mg/L.min	2-log	
0,2 mg/l	7	5°C	< 0,02 mg/L.min	2-log	
0,2 mg/l	7	5°C	0,005 mg/L.min	2-log	Cromeans et al. (2010)
0,2 mg/l	8	5°C	0,04 mg/L.min	2-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,02 mg/L.min	2-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,02 mg/L.min	2-log	
-	8	5°C	0,11 mg/L.min	2-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
-	8	15°C	1,51 mg/L.min	2-log*	

* desinfecção posterior a etapas de tratamento prévias

Tabela 18 – Inativações de 3-log de AdV por desinfecção com cloro

Dose	pH	Temperatura	CT	Remoção	Autor
-	6	5°C	0,11 mg/L.min	3-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
-	7	5°C	0,38 mg/L.min	3-log	
0,2 mg/l	7	5°C	0,06 mg/L.min	3-log	Cromeans et al. (2010)
0,2 mg/l	7	5°C	< 0,02 mg/L.min	3-log	
0,2 mg/l	7	5°C	0,01 mg/L.min	3-log	
0,2 mg/l	8	5°C	0,12 mg/L.min	3-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,02 mg/L.min	3-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,02 mg/L.min	3-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
-	8	5°C	0,17 mg/L.min	3-log	
-	8	15°C	9,69 mg/L.min	3-log	Kauppinen et al. (2012)
0,8 mg/l	-	-	-	3-log	

Tabela 19 – Inativações de 4-log de AdV por desinfecção com cloro

Dose	pH	Temperatura	CT	Remoção	Autor
	6	5°C	0,22 mg/L.min	4-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
	7	5°C	0,75 mg/L.min	4-log	
0,2 mg/l	7	5°C	0,15 mg/L.min	4-log	Cromeans et al. (2010)
0,2 mg/l	7	5°C	< 0,04 mg/L.min	4-log	
0,2 mg/l	7	5°C	N.D.	4-log	
0,2 mg/l	8	5°C	0,27 mg/L.min	4-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,04 mg/L.min	4-log	
0,2 mg/l	8	5°C	< 0,03 mg/L.min	4-log	
	8	5°C	0,24 mg/L.min	4-log	Thurston-Enriquez et al. (2003)
	8	15°C	36,09 mg/L.min	4-log	
	10	1°C	2,60 mg/L.min	4-log	Page et al. (2009)

Baseado nos resultados dos seus estudos acima ilustrados, Thurston-Enriquez et al. (2003), afirmam que AdV40 pode ser inativado a partir de concentrações de 1 mg/l de cloro livre, sujeito a tempos de contacto entre 60 e 237 mins. Foram também observadas nesse estudo que as remoções de AdV foram maiores comparativamente aos outros vírus entéricos estudados. Ainda de acordo com o mesmo autor, os valores de *CT* mais altos em águas subterrâneas foram inesperados, pois “*as taxas de inativação microbiana aumentam normalmente a um fator de 2 ou 3 quando a temperatura aumenta 10°C*”.

Já Cromeans et al. (2010), ao compararem num estudo as inativações de AdV com cloro, observaram que os AdV sofreram uma inativação de pelo menos 3-log em 5 segundos.

Page et al. (2009) testemunharam que o cloro foi altamente eficaz contra AdV2 sob uma gama de pH de 6,5-10 e temperaturas entre 1 e 30°C. Sobre o pH e a temperatura, consideraram que “*a taxa de inativação de AdV2 decresce com o aumento do pH e a diminuição da temperatura*”, indicando assim que a desinfecção de AdV com cloro é mais eficiente a pH ácido e temperatura mais altas.

Numa vertente do uso de água para usos recreativos, Papapetropoulou & Vantarakis (1998) recomendam para prevenção de infeções causadas por AdV em

piscinas que os níveis de cloro residual na água se situem em 5 mg/l ou mais altos, durante pelo menos 72 horas. As doses de cloro livre devem ser de 0,6 mg/l ou maiores, e os níveis de pH situar-se entre 7,2 e 7,8.

Em relação à eliminação da infeciosidade através deste desinfetante, Albinana-Gimenez et al. (2009) observaram através duma análise de eficiência de remoção de AdV através das cadeias de tratamento de três ETA, que as remoções mais altas de AdV sucederam-se, provavelmente, após as cloragens, quer à cabeça do tratamento, quer na sua fase final. Contudo, apesar dessas reduções significantes, concentrações do contaminante foram ainda detetadas em água tratada de duas das três ETA em questão. Pese embora não produzissem infeção em culturas de células, tal cenário sugere assim que os vírus possam ter sido inativados durante as cloragens. Na Tabela 20, encontram-se as sequências de tratamento das três ETA em questão, sendo que na ETA 2 o tratamento apresenta duas linhas distintas antes da cloragem final, convergindo as mesmas antes dessa etapa.

Tabela 20 – Inativação de Adenovírus por desinfecção com cloro

NºETA	Etapas de Tratamento	Remoção Obtida (extensão)	Amostras de água contendo AdV	Capacidade de Infetar Cult.Cél.	Autor
1	Pré-cloragem – C/F/S – Filtração Rápida – Ozonização – Filtração GAC – Cloragem Final	> 5,13-log	0/9	Não	Albinana-Gimenez et al. (2009)
2	Filtração (cartuchos) – Tratamento UV – Nano-filtração – Cloragem Final	0,67 – (> 2,00-log)	1/6	Não	
2	Filtração (cartuchos) – Tratamento UV – Osmose Inversa – Cloragem Final	0,67 – (> 2,00-log)	1/6	Não	
3	Pré-cloragem – C/F/S – Ozonização – Filtração GAC – Cloragem Final	4,94 – (> 5,00-log)	2/12	Não	

Realça-se também que a única ETA entre todas em estudo que conseguiu após a aplicação de todas a OPU que compõem a sua cadeia de tratamento eliminar completamente o contaminante da água tratada foi a ETA 1, em que foi aplicada a cloragem final após uma desinfecção primária com ozono e filtração GAC.

4. MÉTODOS

4.1 – DADOS

Os dados em análise neste estudo consistem em parâmetros operacionais de tratamento e de características físicas, químicas e biológicas de um conjunto de amostras de água recolhidas na ETA de Alcantarilha e de Tavira, no âmbito da monitorização do tratamento da água para consumo humano.

A base de dados em questão encontra-se dividida sob o ponto de vista das duas ETA. Para esse efeito, são agrupadas, para cada uma dessas estações, vários conjuntos de dados a testar.

O primeiro conjunto de dados diz respeito a resultados de análises virológicas de deteção ao contaminante “Adenovírus” em amostras de água tratada, recolhidas entre os anos de 2011 e 2014, sem obedecer a algum padrão de periodicidade específica. A natureza dos dados apresenta duas componentes distintas: algumas amostragens apresentam-se com uma natureza qualitativa categórica (positivo ou negativo), e outras com valores quantitativos numéricos. Esta situação sucede em função das técnicas laboratoriais analíticas empregues para a deteção do contaminante, nomeadamente, através de ICC-PCR permitiu aferir-se apenas a positividade ou negatividade de AdV na amostra de água, enquanto que através de qPCR foi possível quantificar a ocorrência do parâmetro em termos de números de vírus por volume de amostra.

Na Tabela 21 encontram-se ilustradas as diferentes naturezas dos dados de AdV a serem estudadas, tendo em conta os métodos de deteção utilizados:

Tabela 21 – Natureza dos dados de amostras de AdV

Técnica Analítica de Deteção de Vírus	Natureza dos Dados de AdV
qPCR (PCR a tempo real)	0 – n (pfu/100l)
ICC-PCR	Positivo/Negativo

O número de amostragens dos resultados das análises virológicas de deteção AdV nas duas ETA encontra-se listada em seguida na Tabela 22, de acordo com a sua natureza distinta:

Tabela 22 – Número de amostras de AdV na água tratada

Natureza dos Dados	ETA Alcantarilha	ETA Tavira
	N	N
Numérica	4	2
Categórica	7	6
Total	11	8

De referir que, por questões de confidencialidade, estes dados de deteção virológica de AdV não se encontram apresentados integralmente no trabalho.

O segundo conjunto de dados diz respeito a parâmetros operacionais de tratamento da água das OPU das ETA, e parâmetros de qualidade da água. Estes dados apresentam natureza quantitativa numérica. A frequência da recolha correspondeu integralmente aos dias do ano que foram coletadas amostras de AdV na água, e adicionalmente para alguns parâmetros de tratamento aos dias antes e depois de cada uma dessas datas (dependendo em alguns casos a disponibilidade da amostra).

As amostras correspondentes aos parâmetros de qualidade da água em questão foram recolhidas na água bruta recebida pelas ETA, previamente à sua entrada nas sequências de tratamento. Esses parâmetros são compostos por 6 características de qualidade de água, em que a sua monitorização tem como função avaliar o grau de contaminação da água à cabeça do tratamento. Os parâmetros em questão tratam-se de: Turvação, pH, DOC (carbono orgânico dissolvido), TOC (carbono orgânico total), UV254 (absorvência de luz ultravioleta a 254nm) e SUVA (absorvência específica de luz ultravioleta). Na Tabela 23 encontram-se listados os dados em questão dos parâmetros de qualidade da água bruta recebida nas duas ETA, bem como o número de amostras relativas a cada parâmetro.

Tabela 23 – Número de amostras de parâmetros de qualidade de água bruta

Parâmetros	ETA Alcantarilha	ETA Tavira
	N	N
Turvação (NTU)	11	3
pH	11	4
DOC (mg/l)	11	8
TOC (mg/l)	11	8
UV254 (m ⁻¹)	11	8
SUVA (l/mg m)	11	8
Total	88	39

Os parâmetros operacionais de tratamento da água dizem respeito às condições operacionais de tratamento a que a água a ser tratada se encontrava sujeita. Estes dados são recolhidos nos processos de tratamentos das ETA *in situ*, situando-se esses ao longo da sequência de tratamento da estação, variando em função da qualidade da água e dos caudais a tratar com que as ETA se deparam. Para o estudo em questão foram utilizadas as médias diárias calculadas a partir da listagem total de parâmetros operacionais disponibilizados pela AdA. Nos Anexos I e II encontram-se listados os dados em bruto destes parâmetros.

Na Tabela 24 estão o número de amostras referentes às médias diárias dos parâmetros disponibilizados dispostos de acordo com as OPU em que se aplicam, sendo assim possível observar a etapa em que cada parâmetro se insere.

Tabela 24 – Número de dados de parâmetros de tratamento de água

Etapas de Tratamento	ETA Alcantarilha	N	ETA Tavira	N
Ozonização	Residual O ₃	33	Residual O ₃	24
	Dose O ₃	33	Dose O ₃	24
	Tempo de Contacto O ₃	27	Tempo de Contacto O ₃	24
	CT O ₃	22	CT O ₃	24
Coagulação	Dose de Coagulante	10	Dose de Coagulante	8
	Tempo de Mistura Rápida	11	Tempo de Mistura Rápida	8
Adsorção	Dose de PAC	9	Dose de PAC	8
Filtração Rápida	Velocidade de Filtração	11	Velocidade de Filtração	8
Desinfeção	Residual Cl ₂	33	Residual Cl ₂	24
	Dose Cl ₂	28	Dose Cl ₂	24
	CT Cl ₂	33	CT Cl ₂	24
	Total	250	Total	192

Tendo em conta a natureza e a quantidade dos dados disponíveis que se pretendem analisar - neste caso uma variável resposta de natureza categórica e binária e um grupo vasto de variáveis independentes – serão necessários análises estatísticas específicas e orientadas para essas particularidades.

Para verificar se existe alguma relação individual entre cada variável explicativa e a variável resposta, será empregue o teste Chi Quadrado de independência.

No caso de se verificarem nenhuma ou escassas relações individuais entre as variáveis em estudo, a análise multivariada apropriada será a regressão logística. Neste caso, o objetivo será avaliar quais os conjuntos de parâmetros que afetam, e em que extensão, a previsão da presença ou ausência de AdV na água tratada das cadeias de tratamento das ETA da AdA em estudo.

Pretende-se então, através destes dados, descobrir quais deles poderão eventualmente ser os melhores indicadores de risco de AdV no tratamento de água para consumo humano, e por outro lado, relacionar esses dados com a variação dos parâmetros operacionais empregues nas ETA.

4.2 – TESTE CHI QUADRADO

O teste Chi-Quadrado (χ^2) consiste num método de análise estatística não-paramétrico, utilizado habitualmente em trabalhos experimentais onde os dados consistem em frequências, ou contagens, convertidos posteriormente em categorias (Zibran, 2007).

Este teste apresenta algumas variantes a ter em conta. Apesar da análise ser praticamente a mesma para todos os testes Chi-Quadrado, a interpretação técnica (ou âmbito) difere ligeiramente. Alguns testes avaliam a independência entre duas populações variáveis, outros homogeneidade (se proporções equivalentes existem numa série de populações), e outros avaliam de amostras simples a algumas distribuições teóricas para avaliar a qualidade de ajuste (Gibson & Dillard, 2012).

O objetivo do teste Chi-Quadrado de independência consiste em determinar se, entre duas populações variáveis, as amostras de dados de cada população são estatisticamente independentes, ou se existe um padrão de dependência entre elas (uma variável influência a outra). Em caso de estarem associadas, existem outros indicadores que podem usar usados para descrever a extensão em que uma variável influência a outra, apesar de não fazer a distinção quanto ao sentido dessa associação (Michael, 2002; Gibson & Dillard, 2012).

Trata-se de um teste que pode ser utilizado com variáveis medidas em tipos nominal, ordinal, escala, intervalos ou rácios. Contudo, para o propósito do teste, os dados contínuos devem ser convertidos para dados qualitativos classificados em categorias, usando escalas nominais variáveis. As variáveis categóricas registam o número de amostras distribuídos por diferentes categorias, pelo que oferecem assim um número mais reduzido de valores possíveis a ter em conta (Zibran, 2007; Gibson & Dillard, 2012).

A sua única limitação é o tamanho da amostra, que deve ser suficientemente grande para permitir que o número de casos esperados em cada categoria seja pelo menos 5 amostras (Zibran, 2007).

A estatística do teste Chi-Quadrado (χ^2) é obtida através da comparação entre as frequências observadas e esperadas. O seu cálculo é produzido através do quadrado da diferença entre o número de casos observados e o número esperado de casos em cada categoria, dividindo pelo número esperado de casos nessa categoria, sendo a expressão em questão dada por:

$$\chi^2 = \sum \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}$$

Onde:

- O_i : número de casos observados na categoria;
- E_i : número esperado de casos na categoria;

O teste é conduzido através de um teste de hipóteses, assumindo que não há relação entre as duas variáveis a serem estudadas, e que são de facto independentes. A hipótese alternativa é que existe alguma relação entre essas duas variáveis. Se há uma dependência, é possível afirmar que as duas variáveis têm uma relação estatística entre si (Gibson & Dillard, 2012).

4.2.1 – Aplicação do Teste Chi-Quadrado

O enquadramento do teste Chi-Quadrado de independência neste estudo vem no sentido de possibilitar a averiguação sobre se existe algum parâmetro operacional de tratamento nas diferentes OPU das ETA de Alcantarilha e Tavira que de forma isolada tenha influência direta sobre a ocorrência de AdV no final do tratamento de água para

consumo humano. Posto isso, este teste irá investigar a relação de dependência ou independência entre uma variável explicativa e a variável resposta a estudar (AdV na água tratada).

Para dar início ao desenvolvimento do teste devem ser conduzidas uma série de etapas, tendo essencialmente em vista converter os dados disponíveis para uma forma apropriada para a inserção e cálculo dentro da metodologia do teste Chi-Quadrado. Deste modo, as amostragens obtidas em cada parâmetro devem ser transformadas em variáveis de duas categorias.

- ***Variável Dependente***

A variável dependente (ou resposta) em questão para a análise estatística a realizar trata-se da ocorrência de “AdV na água tratada” das ETA de Alcantarilha e Tavira. Tal designação ocorre, visto que é esta a variável que se pretende interpretar.

Previamente à conversão de quaisquer amostras da variável resposta para formas que sejam compatíveis com o teste Chi-Quadrado de independência, optou-se por realizar um ajuste ao conjunto de dados que compõem esta variável. Observando a base de dados em estudo, tendo em conta que nesta variável resposta existe um número total de amostras relativamente curto ($N=19$) e que, para mais, se acrescenta ainda o facto de possuírem naturezas distintas, optou-se por uniformizar a natureza desses dados de modo a permitir ter um maior número de amostras para testar, em que todas são avaliadas através de uma só abordagem estatística.

Posto isso, foi estabelecido que as amostras de natureza quantitativa passassem a ter natureza numérica. Tal operação é possível visto que se pode admitir, sem incorrer em especulação, que amostras com valores numéricos diferentes de zero sejam positivas, e amostras com valor igual a zero serem negativas. Deste modo, o número de amostragens das análises de AdV nas ETA passa a ser tal como o demonstrado na Tabela 25:

Tabela 25 – Amostras convertidas de AdV

Natureza de Dados	ETA Alcantarilha	ETA Tavira	Total
	N	N	
Categórica	11	8	19
Numérica	0	0	0

Seguidamente, de modo a integrar os dados na metodologia do Chi-Quadrado, é necessário selecionar a categoria de estudo, ou seja, reclassificar os dados originais de AdV de modo a gerar uma imagem categórica. Visto que os dados desta variável já apresentam na prática uma natureza categórica, a distribuição final será:

1: Amostra Positiva de AdV;

0: Amostra Negativa de AdV.

Na Tabela 26 encontra-se então ilustrada a variável resposta que irá ser utilizada na análise em estudo, desta feita já numa forma compatível com o teste a realizar.

Tabela 26 – Variável resposta utilizada para o Teste Chi-Quadrado

Variável	Tipo	Unidades
AdV na água tratada	Categórica/Binária	0-1

- ***Variáveis Independentes***

As variáveis independentes desta análise estatística são compostas pelos parâmetros operacionais de tratamento das ETA de Alcantarilha e Tavira durante o período de recolha dos dados.

Um total de 11 parâmetros de tratamento por cada ETA foram considerados para este estudo. Tendo em conta que esses parâmetros são originalmente compostos por dados de natureza numérica, foi também procedida uma conversão desses dados para uma forma categórica.

Desta feita, para cada parâmetro de tratamento foram divididas o seu conjunto de amostras através de um valor referência elegido dentro da gama dos valores das amostras de cada parâmetro em questão. As duas categorias foram consideradas como “maior ou igual ao valor referência” e “menor do que valor referência”, sendo o mesmo escolhido pelo critério de permitir um número equivalente de amostras para cada categoria. Dado isso, a distribuição das variáveis independentes convertidas para variáveis de tipo categórico será:

1: Amostra maior ou igual ao valor referência

0: Amostra menor que o valor referência.

Na Tabela 27 encontram-se exibidas o conjunto das variáveis independentes a utilizar para o teste de independência do Chi-Quadrado, dispostas de acordo com as suas respectivas unidades de medida e o tipo de dados.

Tabela 27 – Variáveis independente utilizadas para o teste Chi-Quadrado

Variáveis	Tipo	Unidades
Residual O ₃	Categórica	mg/l
Dose O ₃	Categórica	mg/l
Tempo de Contacto O ₃	Categórica	Minutos
CT O ₃	Categórica	mg.min/l
Dose de Coagulante	Categórica	mg/l
Tempo de Mistura Coagulação	Categórica	Minutos
Dose de PAC	Categórica	mg/l
Velocidade de Filtração	Categórica	m/s
Residual Cl ₂	Categórica	mg/l
Dose Cl ₂	Categórica	mg/l
CT Cl ₂	Categórica	mg.min/l

- **Testes de Significância**

Depois de se obterem as variáveis apropriadas para as inserção na análise estatística a realizar, são então desenvolvidos os procedimentos devidos para o teste Chi-Quadrado. Desse modo, será efetuado um teste individual entre cada uma das variáveis explicativas e a variável resposta, respetivamente para cada uma das ETA, de modo a testar quais os parâmetros operacionais de tratamento (variáveis independentes) que influenciam a ocorrência de AdV na água tratada (variável dependente).

O teste de independência Chi-Quadrado tem início com a formulação do teste de hipóteses da existência ou não de relação entre as duas variáveis. Neste caso:

H_0 : as variáveis são independentes vs H_1 : as variáveis dependem uma da outra

O nível de significância estabelecido para este teste foi de 95%. Deste modo, se o valor p obtido para cada par de variáveis for superior ao nível de significância estabelecido ($p < 0,05$), é rejeitada a hipótese nula. No caso de se rejeitar a hipótese nula, comprova-se que existe uma associação entre as duas variáveis, sendo elas estatisticamente dependentes. Dado isso, a probabilidade da ocorrência ou não de AdV na água tratada depende da categoria de valores em que se encontrarem os parâmetros de operação a serem empregues na determinada ETA.

Por outro lado, se falhar a rejeição da hipótese nula, confirma-se que não há relação de dependência entre as variáveis, e que não estão ligadas de maneira alguma. Logo, são consideradas independentes uma da outra, isto é, a probabilidade da ocorrência de AdV na água não depende dos parâmetros de operação, dentro da gama de valores empregues por cada categoria.

O cálculo das operações estatísticas foi efetuado com recurso ao *software* aplicativo de análise estatística *SPSS*, na versão 22. Através do programa foram calculadas as estatísticas de teste e o valor p para cada par de variáveis.

- ***Avaliação da Dependência***

Para cada par de variáveis que se vierem a confirmar possuírem uma relação de dependência, será averiguada a extensão que representa essa associação. Essa análise será procedida através do valor do *Coeficiente de Contingência* para as respetivas análises, de acordo com a seguinte classificação:

- Coeficiente de Contingência (≤ 2) – Relação Má
- Coeficiente de Contingência (2-6) – Relação Fraca
- Coeficiente de Contingência (6-8) – Relação Razoável
- Coeficiente de Contingência (8-10) – Relação Forte.

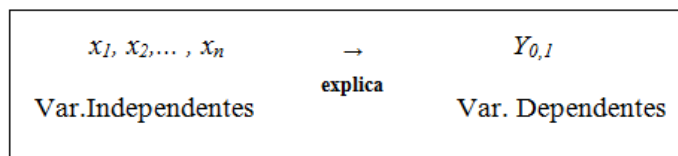
4.3 – REGRESSÃO LOGÍSTICA

A regressão logística é uma ferramenta estatística que permite descrever a relação entre um conjunto de variáveis independentes (x_1, x_2, \dots, x_n) e uma variável resposta binária (Y). A variável resposta, contrariamente a variáveis numéricas, pode assumir apenas determinados valores particulares sendo esses binários (ou dicotômicos), isto é, cuja resposta possui apenas dois níveis - falha ou sucesso (Mendes & Vega 2011).

Este método pode ser considerado uma abordagem de análise discriminante e uma das suas vantagens é que não faz nenhuma suposição acerca da distribuição das variáveis independentes. Para além disso, permite ainda eliminar variáveis explicativas estatisticamente insignificantes e identificar variáveis de alta significância (Reis et al., 2005; Mair & El-Kadi, 2013).

Considerando uma variável resposta, Y , que possui apenas duas modalidades, ou seja, tome somente valores de 0 e 1 - correspondendo 0 a “falha” e 1 a “sucesso” -, e que se possui uma amostra de n variáveis independentes (ou explicativas), cada uma delas caracterizada por um vetor $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ cujas componentes são os valores observados para cada uma das n variáveis aleatórias explicativas x_1, \dots, x_n , a regressão logística é o procedimento estatístico que permite descrever a relação de x com a variável binária Y (Reis et al., 2005; Mendes & Vega 2011).

Neste caso, o modelo a aplicar pode ser ilustrado de uma forma simplificada pela Figura 9:



Fonte: Mendes & Vega, 2011 (adaptado)

Figura 9 – Modelo de Regressão Logística

A função logística $f(x)$ descreve a forma matemática na qual o modelo de regressão logístico se baseia, sendo dada por (Mendes & Vega, 2011):

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}} = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n)}}$$

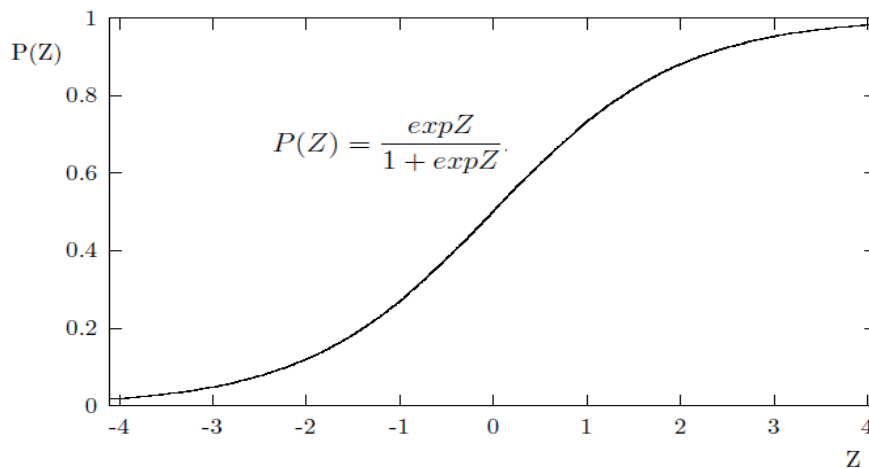
Posto isso, a expressão anterior pode ser interpretada como um conceito probabilístico, fazendo a probabilidade do evento a ter lugar para a qual $Y = 1$, igual a :

$$P(Y = 1|x_1, x_2, \dots, x_n) = P(X) = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n)}}$$

Onde:

- $P(Y = 1|x_1, x_2, \dots, x_n)$: probabilidade condicional de ocorrer o evento $Y = 1$ (variável dicotômica $Y_{0,1}$), conhecido como modelo logístico, dado o vetor x ;
- x_1, x_2, \dots, x_n ou vetor x : variáveis independentes;
- α, β_i : parâmetros desconhecidos a serem estimados.

Independentemente do valor de x , a amplitude dos resultados de $f(x)$ encontra-se entre 0 e 1, ou seja: $0 \leq f(x) \leq 1 \quad \forall -\infty \leq x \leq +\infty$. A Figura 10 ilustra o comportamento do modelo de regressão logística:



Fonte: Cramer, 2003 (adaptado)

Figura 10 – Curva da função logística

4.3.1 – Aplicação da Regressão Logística

No contexto deste estudo, o papel da regressão logística limitar-se-á ao mesmo dos modelos de regressão tradicionais, ou seja, encontrar o(s) melhor(es) modelo(s) que relacionam variáveis dependentes e independentes. Neste caso, este teste tem um contexto distinto do teste Chi-Quadrado, pois irá averiguar a relação entre a variável resposta e combinações de variáveis explicativas.

Pretende-se assim que cada modelo gerado seja considerado um binomial independente envolvendo uma determinada combinação de variáveis explicativas, sendo irrelevante a sua ordem de agrupamento.

De modo a integrar os fatores em estudo nos conceitos da regressão logística, foram realizadas uma série de procedimentos que permitiram selecionar as variáveis em melhores condições para integrar nos modelos de regressão logística.

Posteriormente foram gerados os modelos de regressão logística a partir dessas variáveis e depois excluídos aqueles com menor significância na explicação entre as variáveis explicativas e a variável resposta. Finalmente foram ordenados os modelos eleitos como significantes pela ordem do seu ajuste aos dados. Os processos em questão são descritos em seguida, posteriormente à descrição das variáveis em estudo.

- ***Variável Dependente***

A variável dependente a utilizar na análise da regressão logística trata-se da mesma utilizada no teste Chi-Quadrado, nomeadamente “AdV na água tratada”.

Similarmente ao teste anterior, é necessário converter os dados originais da variável resposta (Tabela 21) para uma imagem categórica, desta feita binária. Tal processo foi também já efetuado para o teste anterior, ficando assim os dados com uma distribuição igual ao teste Chi-Quadrado de independência, dada por:

1: Amostra Positiva de AdV;

0: Amostra Negativa de AdV.

Tendo em conta que os dados apresentam já uma natureza binária, a variável resposta utilizada para a regressão logística consiste na que consta na Tabela 26. Através desta variável resposta, de forma genérica, os resultados da regressão logística irão indicar a probabilidade de existir AdV numa amostra de água tratada, em função dos valores das variáveis explicativas.

- ***Variáveis Independentes***

As variáveis independentes (também designadas por covariáveis) desta análise estatística são compostas por parâmetros de qualidade de água e parâmetros

operacionais de tratamento das ETA de Alcantarilha e Tavira no período de recolha dos dados.

Foram consideradas 16 variáveis independentes para este teste recolhidas, por cada ETA. Na Tabela 28 encontram-se exibidas o conjunto das variáveis independentes disponíveis a utilizar na análise de regressão logística, essas dispostas de acordo com as suas respetivas unidades de medida e o tipo de dados.

Tabela 28 – Variáveis independente utilizadas para a regressão logística

Variáveis	Tipo	Unidades
Turvação	Numérica	NTU
pH	Numérica	Unidades de pH
DOC	Numérica	mg/l
TOC	Numérica	mg/l
UV254	Numérica	m ⁻¹
SUVA	Numérica	l/mg.m
Residual O ₃	Numérica	mg/l
Dose O ₃	Numérica	mg/l
Tempo de Contacto O ₃	Numérica	Minutos
CT O ₃	Numérica	mg.min/l
Dose de Coagulante	Numérica	mg/l
Tempo de Mistura Rápida	Numérica	Minutos
Dose de PAC	Numérica	mg/l
Velocidade de Filtração	Numérica	m/s
Residual Cl ₂	Numérica	mg/l
Dose Cl ₂	Numérica	mg/l
CT Cl ₂	Numérica	mg.min/l

No contexto da análise de regressão logística a efetuar, estes parâmetros representam assim o conjunto de fatores condicionantes/indutores que irão explicar a variação da presença de AdV na água tratada em cada uma das ETA em estudo.

- ***Seleção de Covariáveis e Modelos***

Após ser definida a variável resposta e enumerados os conjuntos de parâmetros de cada ETA que servem como possíveis variáveis explicativas para cada estação, estão então criadas condições para criar os modelos de regressão logística que explicam a relação entre os parâmetros operacionais de tratamento e de qualidade de água (variáveis independentes), e a ocorrência de AdV na água tratada (variável resposta) para cada uma das ETA em estudo.

De modo a permitir a implementação da análise de regressão logística ao conjunto dos dados em estudo foram utilizadas várias abordagens analíticas e testes de hipóteses de acordo com as fases específicas da metodologia efetuada.

Para a seleção das covariáveis que proporcionam a obtenção do(s) melhor(es) modelo(s) de regressão logística foram utilizados os critérios de informação e as estatísticas de teste do método de “*Hosmer-Lemeshow*”. Este método, de acordo com os seus autores, é indicado para análises em que existem muitas covariáveis em estudo, atuando como método de triagem.

Posteriormente à obtenção dos modelos, foi verificada a qualidade dos mesmos através da avaliação do seu ajuste ao conjunto de dados, que basicamente envolve a formulação de testes de hipóteses de modo a confirmar se as variáveis introduzidas nos modelos estão significativamente associadas à variável resposta.

Os métodos estatísticos foram estimados com recurso ao software aplicativo de análise estatística *SPSS*, na versão 22. O método utilizado para a seleção das variáveis independentes no programa foi o *Enter*, que representa o método de regressão logística padrão.

O método de Hosmer & Lemeshow foi então utilizado, sendo a sua metodologia implementada através das seguintes etapas:

1. Seleção de Covariáveis

Um dos fatores a ter em conta previamente à estimação e ajuste de modelos de regressão logística está relacionado com a seleção das variáveis a estudar. No caso das variáveis independentes do corrente estudo, visto que existem um número considerável dessas a ter em conta, é pertinente avaliar se todas elas se encontram em condições de integrar um modelo de regressão.

Nesse âmbito, o primeiro critério para a inclusão/exclusão de variáveis para a geração de modelos de regressão logística foi o número de amostragens disponíveis de cada parâmetro. Isto sucede, visto que é de fulcral importância que a análise estatística possua o maior número possível de dados, dentro de uma homogeneidade relativa do número de amostragens entre as variáveis da base de dados em estudo. Deste modo, devem ser excluídas variáveis que possuam um número reduzido de amostragens, dentro do contexto da quantidade de amostragens das outras variáveis que constam na base de dados.

Após se avaliar o conjunto das covariáveis em relação do número de amostras, deve fazer-se uma aferição ao nível do seu papel dentro da base de dados, ou seja, avaliar se todas as covariáveis são fatores importantes a considerar para os modelos, ou se ao invés existem algumas que podem ser desprezadas, tendo em vista reduzir a complexidade dos dados disponíveis.

Dado isso, visto que as covariáveis presentes no estudo são na sua totalidade de natureza numérica, optou-se por efetuar o estudo da multicolinearidade das variáveis, de modo a aferir sobre a sua importância relativa na conceção dos modelos de regressão logística. Deste modo, foram ajustados modelos de regressão simples para cada uma desses covariáveis, tendo em conta a OPU em que se integram e a ETA de que provêm.

O termo “colinearidade” é empregue para designar, segundo Guimarães & Cabral (1997), a “*existência de elevada correlação entre dois ou mais regressores*”, sendo que numa análise de regressão o ideal é todas as variáveis independentes estarem correlacionadas com a variável dependente, e não entre elas. Desta forma, quando duas variáveis independentes são altamente correlacionadas “*a proporção da variação total da variável dependente que é explicada por X_1 é semelhante aquela explicada por X_2* ”.

Duas variáveis com alta colinearidade são evitáveis num modelo de regressão, pois quando um dos regressores já se encontra no modelo de regressão, a inclusão de um outro regressor com elevada colinearidade a esse, não acarreta, em geral, uma explicação adicional significativa da variação total da variável dependente. Desta forma, contribui assim apenas para confundir o modelo (Guimarães & Cabral, 1997).

A avaliação da multicolinearidade das covariáveis foi feita através do coeficiente VIF (*Variance Inflation Fator*), de acordo com a classificação seguinte:

- $1 \leq \text{VIF} \leq 3$ – Correlação Baixa ou Inexistente;
- $3 \leq \text{VIF} \leq 10$ – Suspeita de Correlação;
- $\text{VIF} \geq 10$ – Alta Correlação.

Tendo em conta o valor do coeficiente VIF obtido para as variáveis explicativas em estudo das duas ETA, foram assim selecionadas as variáveis a integrar nos modelos. Qualquer covariável com VIF inferior a 3 é uma candidata relevante para integrar um modelo múltiplo de regressão logística para esta base de dados. As covariáveis com valores de VIF entre 3 e 10 serão integradas ou excluídas conforme as circunstâncias, e as covariáveis que apresentem valores acima de 10 não serão consideradas para os modelos.

2. Avaliação da Significância das Covariáveis

Através das covariáveis selecionadas anteriormente, foram ajustados modelos de regressão logística para cada combinação de variáveis possível, isto é, foram criados inicialmente modelos contendo apenas uma covariável, e em seguida foram-se sucessivamente incluindo variáveis explicativas até todas as covariáveis estarem presentes no modelo.

Para cada modelo criado é apresentado um conjunto de *outputs* com a estimativa dos coeficientes, o valor para o teste *Wald* e os valores *p* resultantes deste, a função log-verossimilhança, o valor para o teste de *Hosmer-Lemeshow*, e os R^2 de *Nagelkerke* e de *Snell & Cox*.

Deste modo foi avaliada a significância das covariáveis presentes em cada modelo através da análise do valor *p* (*Sig.*) obtido através do teste de *Wald* para os

coeficientes correspondentes às diferentes covariáveis. Os modelos que apresentem uma ou mais covariáveis que possuam valores $p > 0,25$ devem ser excluídos.

Em simultâneo, foi verificada a significância dos modelos através do coeficiente de *Hosmer-Lemeshow*, para o qual a hipótese nula H_0 é rejeitada para $\alpha < 0,05$, sendo o teste dado por:

H_0 : o modelo é significativa para as covariáveis seleccionadas vs H_1 : o modelo não é significativa para as covariáveis seleccionadas

Com o estudo da significância dos modelos procura-se assim até seleccionar os modelos múltiplos com as covariáveis mais importantes, e por outro lado excluir modelos com covariáveis que não sejam estatisticamente significativas.

Os modelos que obedecem aos padrões de significância estabelecidos encontram-se assim potencialmente aptos a explicar os resultados do estudo em questão com um nível de significância relevante.

3. Estudo do Ajuste dos Modelos

Para os modelos significantes elegidos anteriormente, deve ser estabelecida a sua ordem de adequação aos dados, ou seja, seleccionar aqueles que melhor estimam a probabilidade da ocorrência de AdV na água tratada. O ajuste dos modelos será determinada através de vários testes que comparam as probabilidades estimadas com as probabilidades observadas.

A escolha de um modelo apropriado, do ponto de vista estatístico na regressão logística é um tópico extremamente importante na análise de dados, sendo um processo que requer várias fases. O modelo ideal, neste caso, é aquele que envolve o mínimo de covariáveis possíveis, que se consegue ajustar bem aos dados, e que ofereça uma boa interpretação para o comportamento da variável resposta (Bozdangan, 1987).

Nesta linha, existem diversos critérios para seleção de modelos. Dentre os critérios estatísticos para seleção de modelo baseados na Máximo da Função de Verossimilhança, dois dos mais utilizados são o *Teste da Razão de Verossimilhança* (TRV) e o *Critério de Informação de Akaike* (AIC).

Com o *Teste da Razão de Verossimilhança*, considera-se por hipótese que o modelo mais simples é o de melhor ajuste, até que se observem, dado um nível α de significância, diferenças estatísticas para um modelo mais completo (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Utilizando-se o critério *AIC* admite-se que dentre os modelos avaliados, nenhum é considerado o que realmente descreve a relação entre a variável dependente e as variáveis explicativas e então, tenta-se escolher o modelo que minimize a divergência (K-L) (Bozdangan, 1987).

Quando se pretende decidir entre dois modelos qual o que deve ser rejeitado ou não, duas situações podem ocorrer: os modelos estarem aninhados, ou os modelos não estarem aninhados.

Posto isso, para o conjunto de modelos selecionados deve ser estudado se ocorre aninhamento entre alguns deles, ou seja, se um modelo é um caso especial de outro. Para isso, deve ser também diferenciada a relação entre modelos simples e modelos completos – um modelo é considerado “simples” em relação a outro se possuir um menor número de covariáveis, inversamente é considerado “completo” se apresentar um número maior de covariáveis. Por outras palavras, os modelos simples tratam-se basicamente de sub-modelos de outros modelos completos, pois abrangem as suas covariáveis originais juntamente com outras.

Especificamente, os testes a realizar consistem em testar em primeiro lugar os modelos mais simples (preferencialmente os que são compostos apenas pela própria variável), e posteriormente testar os restantes modelos mais completos à medida que se adicionam covariáveis ao modelo original.

Os modelos considerados “aninhados” devem ser comparados através do *Teste da Razão de Verossimilhanças*. Este teste utiliza a estatística *LR* dada por:

$$LR = 2 \times [L_2 - L_1]$$

Sendo L_2 o máximo logaritmo da função verossimilhança ($-2\log$ verossimilhança) para o modelo mais simples, e L_1 o máximo logaritmo natural da função verossimilhança para o modelo mais completo.

De acordo com este teste, a hipótese nula é rejeitada a um nível de significância α , se o valor observado da estatística for superior ao quantil de probabilidade $1-\alpha$ do χ^2 . Neste caso:

$$H_0: \text{o modelo simples é melhor} \quad \text{vs} \quad H_1: \text{o modelo completo é melhor}$$

Se o modelo simples for o modelo de melhor ajuste ao conjunto de dados, LR tem distribuição assintótica $\chi^2_{\delta, v}$, sendo δ o parâmetro da não centralidade e v graus de liberdade. A hipótese que o modelo mais completo apresenta melhor ajuste é rejeitada caso $LR > \chi^2_{\delta, v}$.

Para modelos não aninhados, utiliza-se o *Critério AIC* para selecionar, dentre esses, aqueles com melhor adequação aos dados. A estimativa *AIC* para um determinado modelo é dada pela expressão:

$$AIC = -2L + 2p$$

Em que $-2L$ representa o máximo logaritmo da função verossimilhança ($-2\log \text{verossimilhança}$), e p o número de covariáveis do modelo em questão.

Ao se fazer a comparação entre dois modelos, o modelo com menor *AIC* é considerado o modelo de melhor ajuste. Dado isto, quanto menor o valor obtido no *AIC* melhor será o modelo em investigação.

Através destes critérios é assim possível ordenar os modelos selecionados de acordo com sua ordem crescente de adequação aos dados, fazendo esses parte ou não de uma sequência de modelos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos deste trabalho serão explorados sob duas vertentes.

Em primeiro lugar será elaborada uma estimativa das capacidades das ETA da AdA em estudo quanto à remoção de AdV com as tecnologias de que dispõem atualmente. Tal tarefa será executada através da comparação dos parâmetros operacionais de tratamento executados nas ETA durante os períodos de recolha de amostras de AdV, com valores referenciados na literatura considerados para a remoção de contaminante no tratamento convencional.

Posteriormente, a partir dos procedimentos estatísticos efetuados aos dados em estudo, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos da análise estatística aos dados analíticos das ETA da AdA em estudo. A análise dos resultados terá fundamentalmente como objetivo a identificação dos principais fatores responsáveis pela não ocorrência de AdV na água tratada. A partir da identificação dos pontos críticos nas ETA que mais influenciam essa ocorrência, serão sugeridas possíveis operações estratégicas a serem implementadas a fim de se obter uma remoção eficiente de AdV para ambas as ETA de Alcantarilha e Tavira.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DAS ETA EM ESTUDO

Atendendo às remoções teóricas de AdV expostas no Capítulo 3, foi também de particular importância conhecer, para cada uma das situações descritas anteriormente, as respetivas condições em que essas remoções foram conseguidas. Nesse contexto, foi relevante ter em conta, não só os parâmetros operacionais de tratamentos empregues em cada OPU, mas também os parâmetros da qualidade da água a tratar em cada experiência.

No que concerne à caracterização da água em termos dos níveis de AdV, a mesma não será procedida por razões de confidencialidade dos dados. Quaisquer esclarecimentos ou dúvidas sobre esta matéria deverão ser solicitadas à AdA.

A qualidade da água bruta, expressa pelos seus diversos parâmetros, é um fator que influencia o tratamento a aplicar na água, sendo a aplicação das OPU das ETA variante em função dessa qualidade.

Posto isto, de modo a enquadrar a discussão sobre as remoções teóricas de AdV expostas no Capítulo 3 com a realidade das ETA da AdA em estudo, será apresentada uma caracterização da água bruta que cada ETA em estudo tratava no período de recolha dos dados. Pretende-se assim estabelecer possíveis diferenciações ou semelhanças que as remoções de AdV referenciadas possam ter com as ETA em estudo em termos da qualidade de água a tratar.

Tal como referido em 4.1, os parâmetros que caracterizam a qualidade da água bruta a tratar pelas ETA de Alcantarilha e Tavira foram recolhidos entre 2011 e 2014, sendo o seu único critério a coincidência com os dias em que se efetuaram análises de deteção virológica de AdV. Os parâmetros analisados são: DOC, TOC, pH, turvação, UV254, e SUVA.

Os parâmetros DOC, TOC, UV254 e SUVA são basicamente medidas caracterizadoras de NOM na água, sendo indicadores chave para a propensão da formação de sub-produtos da oxidação, e da proliferação de microrganismos. O pH da água é importante para o tratamento na medida em que condiciona as reações de oxidação, de precipitação, e as interações adsorbato-adsorvente. Já a turvação consiste numa propriedade conferida pelo material em suspensão ou coloidal de natureza biológica, química orgânica e inorgânica, que não constitui efeitos adversos para a saúde humana mas que pode promover um meio para o crescimento microbiano (Rosa et al., 2009; EPA, 2001).

Nas Tabelas 29 e 30 encontram-se as descrições sumárias dos parâmetros mencionados para as duas ETA nos dias em que foram recolhidas as análises em estudo, sendo apresentada a sua média com intervalo de confiança de 95%, intervalo de valores, e desvio padrão.

Tabela 29 – Características da água da ETA de Tavira

Parâmetro de Qualidade	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores	Desvio Padrão
DOC	mg/l	$1,94 \pm 0,09$	1,8 – 2,1	0,11
TOC	mg/l	$1,98 \pm 0,12$	1,8 – 2,2	0,15
pH	-	$7,6 \pm 0,2$	7,4 – 7,7	0,14
Turvação	NTU	$3,20 \pm 4,06$	1,8 – 5,0	1,64
UV254	m ⁻¹	$4,04 \pm 0,73$	2,55 – 5,04	0,87
SUVA	l/mg m	$2,09 \pm 0,31$	1,39 – 2,44	0,37

Tabela 30 – Características da água da ETA de Alcantarilha

Parâmetro de Qualidade	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores	Desvio Padrão
DOC	mg/l	1,81 ± 0,20	1,2 - 2,3	0,30
TOC	mg/l	1,85 ± 0,22	1,1 - 2,3	0,33
pH	-	7,4 ± 0,2	7,1 - 8,6	0,41
Turvação	NTU	3,11 ± 1,83	0,7 - 9,6	2,72
UV254	m ⁻¹	3,63 ± 0,78	2,24 - 6,09	1,16
SUVA	l/mg m	1,99 ± 0,28	1,43 - 2,82	0,42

Os parâmetros DOC e TOC expressam a concentração de NOM na água, especificamente a concentração total (TOC), e a concentração da fração solúvel (DOC) (Rosa et al., 2009). As médias de TOC para a água bruta das duas ETA foram relativamente semelhantes, neste caso inferiores a 2 mg/l, apresentando variações baixas em ambos os casos, e com intervalos de valores que chegaram a ultrapassar os 2 mg/l.

EPA (2001) estabeleceu uma classificação para as remoções necessárias de TOC da água bruta por coagulação em função dos níveis do mesmo parâmetro na água. Especificamente, os níveis estipulados nessa classificação vão de (>2 a 4 mg/l), (>4,0 a 8,0 mg/l), e (>8,0 mg/l). Tendo em referência esta classificação, verifica-se que as quantidades de TOC médias na água bruta das ETA em estudo não são suficientes para integrar sequer o nível mais baixo considerado na classificação de EPA (2001) - (>2 a 4 mg/l). Nesse sentido, Rosa et al. (2009) considera que *“é de evitar a aplicação de cloro a águas com concentrações de TOC superiores a 2 mg/l, uma vez que será provável uma elevada formação de subprodutos, pois o consumo de cloro é superior para águas com maior teor de NOM”*. Deste modo, considera-se que os níveis de NOM na água a tratar pelas ETA em estudo no período de recolha dos dados são relativamente baixos.

Em relação aos parâmetros UV254 e SUVA, esses estão relacionados com a natureza da NOM na água. A absorvência no ultravioleta a 254nm de amostras filtradas através de filtro 0,45µm (UV254) representa analiticamente a fração hidrófoba, aromática e de maior peso molecular da NOM. Já o SUVA (UV254/DOC) dá por uma classificação da natureza da NOM dissolvida na água (Rosa et al., 2009).

Fazendo referência aos valores obtidos para a água bruta das ETA em estudo no período de amostragem, verifica-se que o UV254 apresenta médias a rondar os 4,00 m⁻¹ para as duas ETA - 4,04 m⁻¹ para Tavira e 3,63 m⁻¹ em Alcantarilha - com variações

consideráveis, e intervalos de valores que vão desde medições superiores a $2,00 \text{ m}^{-1}$ até pouco mais de $6,00 \text{ m}^{-1}$.

Em relação ao SUVA, verifica-se que os resultados acabam também por se verificar semelhantes nas duas ETA, com valores médios próximos de $2,00 \text{ l/mg m}$. Deste modo considera-se, de acordo com a classificação em AWWA (1999) para valores de SUVA inferiores a $3,00 \text{ l/mg m}$, que o DOC da água tratada pelas ETA da AdA em estudo no período de amostragem é composto largamente por materiais não húmicos, sendo a matéria orgânica relativamente hidrófila, menos aromática e com peso molecular mais baixo.

Quanto ao pH, os valores apresentaram uma pequena variação entre os períodos de amostragem, com uma exceção em Alcantarilha, ao se detetar um pH de 8,6. Por outro lado registaram-se valores mínimos nunca inferiores a 7, o que de acordo com a média obtida, indica assim um pH da água praticamente neutro para as duas ETA, podendo ocasionalmente tornar-se muito levemente básico.

Por fim, a turvação apresentou valores médios semelhantes para as duas ETA, sendo esses ligeiramente superiores a 3 NTU para ambas as estações. Tendo como referência EPA (2001), que considera “*altos cenários de turvação*” águas com medidas superiores a 5 NTU, pode-se afirmar que a turvação na água bruta a tratar pelas ETA em estudo será na grande maioria das vezes baixa. Observaram-se também variações relevantes nas duas ETA, com especial referência a Alcantarilha em que se observaram variações entre 0,7 NTU e um valor máximo de quase 10 NTU, sendo este ocasional no período em análise, face à médias das medições obtidas.

5.2 PREVISÃO DAS CAPACIDADES DAS ETA EM ESTUDO PARA REMOÇÃO DE ADV

A partir do estudo teórico da remoção de AdV realizado anteriormente (Capítulo 3) serão estimadas as capacidades que as ETA em estudo apresentam atualmente para remover o contaminante. Essa previsão será procedida através da comparação dos parâmetros de tratamento referenciados para a remoção do contaminante no estudo teórico, com os parâmetros de tratamento das diferentes OPU que integram as cadeias

de tratamento dessas ETA (Figuras 1 e 2), e também com a qualidade da água que é tratada nas mesmas.

Segundo a literatura até à data, existem efetivamente tecnologias de tratamento convencional (pré-oxidação, C/F/S, filtração rápida e desinfecção) capazes de lograr remoções significativas do contaminante AdV. Esse sucesso foi já confirmado para algumas tecnologias análogas às OPU que existem nas ETA da AdA, registrando até resultados práticos com sucesso, nomeadamente na ozonização (Thurston-Enriquez et al., 2005a; Albinana-Gimenez et al., 2009), coagulação (Abbaszadegan et al. 2007, Abbaszadegan et al. 2008), e cloragem (Thurston-Enriquez et al. 2003, Cromeans et al. 2010, Kauppinen et al., 2012; Page et al., 2009; Albinana-Gimenez et al., 2009).

Por outro lado, é consensual que o processo de filtração rápida não apresenta relevância para a eliminação do agente viral, pelo menos de uma forma direta (Albinana-Gimenez et al., 2009; Thurston-Enriquez et al. 2003b). De igual forma, também para as operações de adsorção com carvão ativado não existe, até à data, nenhuma experiência às escalas laboratorial ou piloto de tratamento de AdV com PAC. Ao invés, existe apenas uma breve referência à remoção do agente viral com GAC (Albinana-Gimenez et al., 2009).

Os resultados de deteção virológica de AdV efetuados nas ETA em estudo confirmaram alternância entre amostras positivas e negativas para a presença de AdV na água tratada, ou seja, em água que foi sujeita a todas as OPU das cadeias de tratamento de ambas as estações em estudo. Tal cenário sugere então que, em virtude da maior ou menor competência de algumas das etapas de tratamento nessas ETA para a remoção do contaminante, algumas delas possam estar a operar em condições que não sejam as mais propícias para uma remoção eficiente de AdV. Por outro lado, visto também se ter verificado em algumas amostras a ausência do contaminante da água tratada – o que confirma portanto a sua eliminação pelo tratamento – aliado ao facto do reconhecimento por diversos autores de certas tecnologias do tratamento convencional serem capazes de remover o contaminante, verifica-se que as ETA em estudo apresentam capacidades para remover de forma eficiente o agente biológico AdV com as OPU que dispõem atualmente.

Ao se reconhecer que essas ETA demonstram ter capacidades para remover AdV, urge identificar-se assim quais as condições nas OPU que permitem mais facilmente remover com eficiência o contaminante. Objetivamente, existe alguma

dificuldade em comparar numa base legítima a maioria dos parâmetros de tratamento recolhidos de experiências laboratoriais para a remoção de AdV com a realidade das ETA da AdA em estudo. O facto é que esses valores provindos de testes laboratoriais/piloto para a inativação de agentes biológicos encontram-se num ambiente com condições completamente desfasadas das condições reais duma ETA. Por outro lado, as estirpes ou culturas de laboratório podem também possuir uma sensibilidade diferente aos oxidantes e desinfetantes em relação aos que se encontram de facto no ambiente. Por essas razões, os valores referenciados utilizados para as comparações a efetuar devem ser interpretados como meramente indicativos, e não representativos das condições reais em que operam as ETA em estudo.

Nessa medida, as situações mais passíveis de comparação com a realidade das ETA de Tavira e Alcantarilha de entre toda a recolha bibliográfica efetuada tratam-se das descritas em Albinana-Gimenez et al. (2009), pois diz respeito a cenários ocorridos em variadas ETA que fazem uso de OPU de tratamento convencional de água, juntamente com outras tecnologias não convencionais, para remoção de AdV.

5.2.1 Desempenho das OPU na remoção de AdV

No âmbito duma análise global à capacidade das diferentes OPU que compõem as cadeias de tratamento das ETA em estudo para a remoção de AdV, verifica-se que essas estações apresentam dois processos que, de acordo com alguns autores, seriam capazes de providenciar (até mesmo isoladamente) a remoção dos vírus - pré-oxidação com ozono, e desinfecção final com cloro. Adicionalmente dispõem também de OPU que, apesar de não garantirem uma remoção tão completa do contaminante, comprovou-se terem competências para alcançar remoções significativas do mesmo - C/F/S. E contam ainda com etapas do tratamento que, por si próprias, se consideram não serem eficientes na remoção do agente biológico em estudo, mas que poderão ser eventualmente relevantes caso sejam empregues num contexto de tratamento integrado para a eliminação do vírus – filtração rápida, e adsorção com PAC na mistura rápida.

Em relação aos processos de tratamento que maior aptidão terão para a remoção de AdV, a pré-oxidação com ozono consiste na primeira etapa das linhas de tratamento das ETA de Alcantarilha e Tavira, sendo portanto o primeiro processo a ocorrer na água bruta captada que chega às estações. Idealmente, esperar-se-ia que a sua atuação

permitisse, pelo menos, remover quantidades consideráveis do contaminante. Isto tendo em conta os resultados obtidos na Tabela 12, que expõem, para condições diferentes das ETA em estudo – pH 7, 5°C - remoções virais de AdV por regra geral superiores a 2,50 log, atingidas com baixos tempos de contacto, residuais de ozono mínimos, e doses de ozono mais baixas do que toda a gama de doses empregue nas ETA da AdA em estudo para os dias da recolha de amostras. A descrição dos parâmetros operacionais da etapa de pré-oxidação com ozono das duas ETA em estudo durante os períodos de recolha de amostras encontra-se abaixo nas Tabelas 31 e 32:

Tabela 31 – Características do processo de pré-oxidação da ETA de Tavira

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose O ₃	mg/l	1,09 ± 0,25	0,60 – 2,60
Tempo de Contacto	minutos	25 ± 4	13 – 44
Residual O ₃	mg/l	0,16 ± 0,01	0,10 – 0,22
CT O ₃	mg.min/l	2,98 ± 0,31	2,00 – 4,65

Tabela 32 – Características do processo de pré-oxidação da ETA de Alcantarilha

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose O ₃	mg/l	1,31 ± 0,11	0,73 – 1,95
Tempo de Contacto	minutos	14 ± 2	8 – 20
Residual O ₃	mg/l	0,14 ± 0,01	0,10 – 0,19
CT O ₃	mg.min/l	1,99 ± 0,24	0,95 – 2,98

Entre a comparação dos parâmetros de tratamento da pré-oxidação das ETA de Tavira e Alcantarilha com os valores referenciados por Thurston-Enriquez et al. (2005a) (Tabela 12) verificam-se resultados contraditórios, visto que nas ETA de Alcantarilha e Tavira maiores concentrações de ozono e maiores tempos de contacto são ineficazes na remoção do contaminante, enquanto que experimentalmente se observaram remoções de AdV facilmente atingidas com parâmetros de tratamento significativamente mais baixos em relação aos das ETA em estudo.

Tal constatação remete assim para que possam existir fatores à margem da aplicação do oxidante e mesmo das condições de operação (temperatura) que estejam a dificultar o desempenho do processo. Nesse contexto, visto a pré-oxidação se tratar do

primeiro tratamento a ter contacto com a água bruta mais rica em NOM, tal conjuntura poderá ser um indício de que a existência de NOM na água pode estar a dificultar a ação do ozono em remover o agente biológico em estudo.

Ainda no âmbito da ação da pré-oxidação no tratamento da água, Albinana-Gimenez et al. (2009) na sua investigação de deteções virais por cadeias de tratamento de várias ETA testemunharam que em nenhuma das ETA em estudo a etapa de pré-oxidação (nesse caso com cloro) foi eficaz na remoção viral de AdV, e não conseguiu sequer inativar o contaminante. Pese embora se considere, tal como refere Rosa et al. (2009) que *“os vírus só podem ser controlados em ETA convencionais otimizando as etapas de pré-oxidação com ozono ou dióxido de cloro”*, a evidência da incapacidade da pré-oxidação em remover ou inativar AdV expressa em Albinana-Gimenez et al. (2009) encontra-se também alinhada com a hipótese de que as etapas de pré-oxidação, seja com ou sem ozono, por si só dificilmente serão eficazes na inativação e remoção viral de AdV da água.

Dado isso, um cenário hipotético de sobredosagem brusca de ozono nas etapas de pré-oxidação das ETA da AdA na tentativa de eliminar totalmente AdV poderia, não só ser insuficiente para remover o vírus, como também trazer uma série de outras desvantagens, tais como promover o potencial de formação de sub-produtos da oxidação que suportam o crescimento microbiológico durante os processos de tratamento, armazenamento e distribuição, e ter um impacto negativo numa série de OPU posteriores na cadeia de tratamento.

Na perspetiva das ETA de Alcantarilha e Tavira procederem a pré-oxidações com cloro (já que se encontram preparadas para isso), à semelhança do que é praticado na desinfecção final, não há indícios de que tal opção traria vantagens no sentido de proporcionar remoções mais eficientes de AdV, tendo em conta as desvantagens da ação da pré-oxidação na eliminação de AdV estarem, como se verificou, relacionadas com aspetos de cariz diferente da questão do oxidante empregue no processo.

No contexto da ação do ozono no tratamento da água, há que ter em conta também a sua capacidade em inativar organismos virais, conforme testemunhou também Albinana-Gimenez et al. (2009). Desta feita, com parâmetros de operação bastante semelhantes às das ETA da AdA em estudo, tal como demonstra a Tabela 33 que compara os intervalos de valores dos parâmetros de operação desse estudo com os das ETA de Tavira e Alcantarilha, já elucidados nas Tabelas 31 e 32.

Tabela 33 – Comparação de intervalo de valores da ozonização em diferentes ETA

Referência	Dose O ₃ (mg/l)	Tempo de Contacto O ₃ (min)	Residual O ₃ (mg/l)
Albinana-Gimenez et al. (2009)	-	15 - 20	0,10 - 0,20
ETA Tavira	0,60 - 2,60	13 - 44	0,10 - 0,22
ETA Alcantarilha	0,73 - 1,95	8 - 20	0,10 - 0,19

Contudo, há que ter em conta que esse testemunho ocorre também ele numa situação um pouco desvirtuada daquela das ETA em estudo, na medida em que o ozono foi utilizado não como pré-oxidante, mas numa etapa de desinfecção primária, sendo que anteriormente já a água bruta havia transitado numa série de OPU, tais como pré-oxidação com cloro, C/F/S e filtração rápida.

Por conseguinte, tal como evidenciado na Tabela 13, o processo de ozonização na ETA de Albinana-Gimenez et al. (2009) conseguiu com sucesso eliminar a infeciosidade de AdV nas amostras de água a tratar, comprovado pela incapacidade dos vírus em infetar culturas de células posteriormente a essa etapa. Contudo, deve-se ter em conta que não foi alcançada a remoção total de AdV da amostra de água a tratar nessa ETA, registando-se em ensaios de deteção viral que partículas e o ADN do vírus permaneceram relativamente intactos.

Deste modo, a hipótese mais provável a considerar será a de que o tratamento com ozono nas ETA de Albinana-Gimenez et al. (2009) é de facto mais eficaz que o tratamento com ozono nas ETA de Tavira e Alcantarilha em inativar AdV, não por possuir parâmetros de tratamento mais ou menos adequados para esse tratamento, mas pelo simples facto de no referido estudo o tratamento ocorrer já posteriormente a uma série de etapas de tratamento (Pré-cloragem – C/F/S – Filtração Rápida), contrariamente às ETA em estudo que utilizam ozono como pré-oxidante. Tal cenário é suportado pelo facto das águas que chegam ao tratamento com ozono nas estações de tratamento da AdA serem relativamente ricas em NOM, que inevitavelmente irá competir pelo consumo de oxidante, dificultando assim a eliminação do vírus entérico, em oposição a uma água que chega ao contacto com ozono depois de transitar de uma série de OPU que eventualmente já terão providenciado uma remoção considerável que permita à

água ter um teor consideravelmente mais baixo de matéria orgânica e partículas, e assim facilitar a ação do ozono desinfetante.

Assim sendo, na realidade das ETA da AdA em estudo, será o processo de desinfecção final com cloro aquele que teoricamente terá mais condições para obter maiores remoções de AdV em toda a sequência de tratamento dessas ETA.

Nas ETA da AdA em estudo, após a clarificação da água a tratar, a última fase do processo de tratamento de água para consumo humano passa pela etapa de desinfecção final com recurso a cloro, que tem como objetivos principais a destruição completa e inativação de microrganismos patogénicos presentes na água. Outro aspeto da etapa de cloragem nas ETA de Tavira e Alcantarilha é manter uma concentração residual de cloro ao longo da rede de distribuição.

No enquadramento da temática da remoção de AdV, a desinfecção com cloro é considerada um dos tratamentos mais eficazes para a remoção do contaminante, tendo já vários estudos alcançado remoções significativas do mesmo. Por essa razão, a cloragem é a etapa do tratamento convencional que apresenta uma maior gama de valores referenciados para a eliminação deste agente biológico (Tabelas 17, 18 e 19).

De acordo com os resultados referenciados na literatura, é possível constatar que remoções eficazes de AdV foram já alcançadas sob diversas condições para o processo de cloragem, nomeadamente através do manuseamento dos parâmetros operacionais desta etapa de tratamento convencional: concentração de desinfetante (C), tempo de contacto (T), e CT. Por outro lado, as variações de temperatura e pH – dois dos aspetos mais críticos da cloragem – possuem também grande importância na eficiência da ação do desinfetante em relação a AdV.

Em seguida, nas Tabelas 34 e 35 encontram-se as características do processo de desinfecção final nas ETA em estudo, de forma a comparar com os valores anteriormente referenciados na remoção de AdV com cloro.

Tabela 34 – Características do processo de desinfecção final da ETA de Tavira

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose Cl ₂	mg/l	1,35 ± 0,03	1,25 – 1,49
Tempo de Contacto	minutos	30	-
Residual Cl ₂	mg/l	1,09 ± 0,04	0,94 – 1,43
CT O ₃	mg.min/l	32,51 ± 1,20	28,1 – 42,9

Tabela 35 – Características do processo de desinfecção final da ETA de Alcantarilha

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose Cl ₂	mg/l	1,40 ± 0,03	1,30 – 1,55
Tempo de Contacto	minutos	40	-
Residual Cl ₂	mg/l	0,99 ± 0,01	0,92 – 1,10
CT O ₃	mg.min/l	39,60 ± 0,53	36,80 – 43,75

Comparando estes parâmetros de tratamento com os resultados expressos nas Tabelas 17, 18 e 19, observa-se que todas as doses de cloro referenciadas no meio científico recolhidas são inferiores às doses empregues pelas ETA da AdA em estudo. A mesma situação sucede em relação aos valores de CT, em que se assistiu a uma gama de valores mais baixa, comparativamente aos valores referenciados nas ETA da AdA, que permitiram remoções significativas do contaminante.

Posto isto, tal como no caso da pré-oxidação com ozono nas ETA da AdA, assiste-se a uma situação contraditória em que maiores concentrações de cloro e maiores tempos de contacto não são eficazes para a remoção do contaminante, enquanto que nos resultados bibliográficos recolhidos se assiste a remoções de AdV atingidas com parâmetros de tratamento significativamente mais baixos em relação aos das ETA em estudo. Assim, mais uma vez, pese embora as diferenças da qualidade da água e das condições em que são tratadas as águas em estudo, surge assim a hipótese que possam existir outros fatores que condicionem significativamente a eficiência da remoção de AdV pela desinfecção por cloro.

Nesse sentido, um outro fator que condiciona a eficiência da cloragem é também a existência de NOM e outros constituintes na água, pois segundo protozoários LeChevallier & Au (2004) “a existência de vírus na água, associados a partículas ou NOM pode requerer níveis mais altos de desinfecção devido à natureza protetora dessas partículas”. No contexto da remoção de AdV na desinfecção final, a presença de NOM na água pode então representar uma maior dificuldade para o cloro em penetrar na célula do vírus, o que indica assim que na ótica de um desempenho mais eficiente do cloro na remoção e inativação de AdV é necessário que haja um tratamento competente na remoção de NOM e outras partículas a montante.

Tendo em conta assim que existe bibliografia que comprova que remoções significativas de AdV são atingidas com baixas concentrações de cloro (de acordo com

as particularidades relacionadas com as condições de tratamento e características da água) e que a NOM influencia consideravelmente a eficiência do desinfetante na remoção do contaminante, é possível que também as ETA da AdA em estudo possam teoricamente alcançar remoções significativas de AdV pelo meio da aplicação desse desinfetante, visto o mesmo ser aplicado na desinfecção final e não na pré-oxidação

. Admitindo que se poderia extrapolar a situação das ETA estudadas por Albinana-Gimenez et al. (2009) (Tabela 13) para as ETA da AdA em estudo, tal significaria que teoricamente essas estações seriam também capazes de atingir, pelo menos, a eliminação da infeciosidade de AdV das amostras de água através do seu tratamento de desinfecção com cloro, tal como representado na Tabela 13. A diferenciação entre desinfetantes utilizados – ozono nas ETA de Albinana-Gimenez et al. (2009), e cloro nas ETA em estudo – seria teoricamente irrelevante, pois ambos são considerados eficazes na remoção de AdV, e tal como ilustrado na Tabela 16 os dois possuem ordens de eficácia semelhantes nesse sentido.

Todavia, embora se estime que as ETA da AdA em estudo consigam alcançar através das suas OPU a inativação viral de AdV, é do mesmo modo provável que não consigam remover completamente o contaminante da água. Através da Tabela 20 observa-se para cadeias de tratamento de diversas ETA que, embora em todas as ETA estudadas se tenham alcançado a inativação viral do contaminante pela desinfecção final com cloro, apenas no caso da ETA que aplicou um tratamento de desinfecção final secundário se obteve uma remoção completo e total do agente biológico.

Em relação às outras etapas de tratamento entre a pré-oxidação e a desinfecção final nas ETA em estudo, encontram-se o processo conjunto de C/F/S com adição de PAC na mistura rápida e filtração rápida em areia. Estes processos, como reportado anteriormente, são considerados menos relevantes/eficientes no que diz respeito à eliminação de agentes patogénicos microbianos (ainda mais quando esses são resistentes à oxidação química como AdV), sendo normalmente a sua otimização efetuada mais no sentido de proporcionar remoções de NOM e turvação na água para consumo.

A descrição dos parâmetros operacionais empregues nas duas ETA relativamente às etapas de C/F/S com a adição de PAC na mistura rápida durante os períodos de amostragem encontram-se de seguida nas Tabelas 36 e 37:

Tabela 36 – Características das OPU de C/F/S e adsorção na ETA de Tavira

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose de Coagulante	mg/l	30,00 ± 0,00	30
Dose de PAC	mg/l	0,73 ± 0,23	0,5 – 1,2
Tempo de Mistura Rápida	Minutos	9 ± 4	4 - 19

Tabela 37 – Características das OPU de C/F/S e adsorção na ETA de Alcantarilha

Parâmetro de Tratamento	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
Dose de Coagulante	mg/l	40,40 ± 6,1	24 – 50
Dose de PAC	mg/l	5,33 ± 3,07	0 - 8
Tempo de Mistura Rápida	Minutos	4 ± 1	3 - 7

No que diz respeito a referências bibliográficas sobre a remoção de AdV por coagulação, como já referido, são escassas as informações apesar de se considerar esta etapa relevante para a remoção de microrganismos patogénicos. Tendo em conta as limitações das experiências à escala laboratorial/piloto na adaptação para situações de tratamento de água em ETA, encontram-se nas Tabelas 9 e 11 as referências disponíveis sobre esta temática. As mesmas, foram obtidas com um coagulante diferente daqueles empregues nas ETA em estudo, mas a doses relativamente idênticas e em água a tratar com características conhecidas.

Comparando os resultados das duas realidades - experiências laboratoriais e ETA em estudo – observa-se que, relativamente aos coagulantes, tanto o cloreto férrico usado em Abbaszadegan et al. (2007) e Abbaszadegan et al. (2008) como as variantes de cloreto de alumínio e polieletrólitos usadas pelas ETA da AdA em estudo são dos coagulantes mais usados no tratamento de água para consumo. Neste caso, é possível que o coagulante empregue pelas ETA em estudo seja mais eficiente no contexto da remoção de AdV relativamente ao cloreto férrico, essencialmente pela adição de polieletrólitos conferir um melhor desempenho ao processo de coagulação em geral.

Por outro lado, nota-se pela observação nas Tabelas 9 e 11 que as doses de coagulante praticadas pelas ETA em estudo (Tabelas 36 e 37) se inserem dentro da gama de doses aplicadas pelos estudos referenciados na remoção teórica do vírus. Neste caso, as remoções teóricas observadas para a aplicação de doses de 20 e 40 mg/l de

cloreto férrico (mesmo intervalo de valores onde operam as ETA de Alcantarilha e Tavira com o seu coagulante) resultaram em remoções de AdV entre 0,07 e 1,57 log para diferentes tipos de água. Contudo, é possível que o desempenho do processo de coagulação nas ETA de Tavira para remoção de AdV seja superior ao dos estudos referidos, tendo em conta as características da água empregues nos mesmos. Por um lado as remoções de AdV em Abbaszadegan et al. (2007) (Tabela 11) foram procedidas em águas com níveis de NOM e principalmente turvação bastante superiores aos das ETA em estudo (Tabela 10). Já em relação a Abbaszadegan et al. (2008), o processo foi conduzido numa água com pH 8, sendo que o processo de coagulação em geral funciona melhor para valores de pH mais baixos (Mesdaghinia et al., 2005).

Na etapa de coagulação das ETA em estudo é também empregue um tratamento de adsorção pela adição de PAC na mistura rápida, posteriormente removido em conjunto com o coagulante na floculação/sedimentação e filtração. A adição de PAC é implementada, essencialmente, de modo a atuar como um processo complementar para a remoção de NOM e microcontaminantes orgânicos. Deste modo, a existência do PAC é um fator que pode também ter um papel na remoção de AdV da água das ETA, neste caso numa forma integrada com a C/F/S. Contudo, não existem praticamente referências sobre a ação do carvão ativado na remoção de AdV, pelo que não é possível quantificar ou estimar o eventual contributo do PAC para a remoção integrada do vírus em conjunto com as operações de C/F/S.

Não obstante, as únicas menções à etapa de adsorção no âmbito da remoção de AdV pelo tratamento convencional foram feitas por Albinana-Gimenez et al. (2006) e Albinana-Gimenez et al. (2009), em se registou efetivamente que o carvão ativado na forma de GAC integrado em cadeias de tratamento em ETA teve sucesso em remoções parciais do agente biológico em estudo quando utilizado em conjunto com outras OPU. Não é clara quais seriam as vantagens entre a utilização de PAC ou GAC na ótica da remoção de AdV. Por outro lado, é considerado que os sistemas GAC são relativamente mais eficazes que o PAC na remoção de NOM (Rosa et al. 2009).

Todavia, é provável que tanto GAC como PAC de forma isolada sejam pouco eficazes para a remoção de AdV, pois tal como afirmam Hijnen et al. (2010) com base nos seus resultados em estudos à escala piloto, *“os filtros GAC não constituem uma barreira para vírus no tratamento da água”*. Porém, no contexto do tratamento efetuado nas ETA da AdA, é possível que esses tenham também um papel a

desempenhar no âmbito duma remoção integrada de AdV, pois o mesmo autor afirma também que “*para microrganismos patogênicos, esses filtros contribuem para a eliminação global no tratamento da água, mas o processo em si não pode ser considerado uma barreira*”.

Outro fator que poderá explicar um déficit de eficácia deste tratamento na remoção de AdV é relacionada com as dimensões físicas do carvão em relação ao vírus em estudo, tal como demonstrado na Tabela 38.

Tabela 38 – Dimensões do carvão ativado e AdV

	Tamanho das Partículas (µm)
Adenovírus	0,09 – 0,1
PAC	5 – 50
GAC	100 - 2360

Fontes: Metcalf & Eddy, 2003 (adaptado) ; Hurst, 2000 (adptado)

Deste modo confirma-se que tanto o PAC como o GAC são teoricamente ineficazes na remoção direta de AdV. Neste caso por as partículas de AdV serem mais pequenas que os poros de carvão tanto em forma de pó como granulado, essas barreiras não conseguirão reter, pelo menos na totalidade, o agente viral.

Relativamente à filtração rápida, como referido anteriormente, não existe até à data bibliografia disponível que permita realizar comparações de parâmetros operacionais desta etapa (ciclos ou taxas de filtração). A maior parte das referências relativas a remoções nesta etapa, mesmo no que diz respeito à remoção de agentes virais e bacteriológicos, vem no âmbito da sua combinação com a C/F/S.

Este conjunto de processos (C/F/S – filtração) pode ser interessante na ótica duma remoção integrada de AdV. A coagulação é usada antes da filtração com o propósito de desestabilizar as partículas. Deste modo, no sentido de uma remoção integrada de AdV entre estas OPU, a eficiência da coagulação será o fator mais importante para a determinação da eficiência da filtração, pois sem um pré-tratamento químico adequado, a taxa de filtração rápida funcionaria apenas como uma simples peneira, e não seria uma barreira eficaz contra microrganismos patogênicos (protozoários (LeChevallier & Au,2004).

Por exemplo LeChevallier & Au (2004) testemunharam que “*a adição de alum e polieletrólitos na água aumentou a eficiência da filtração na remoção de 1,30 log para Giardia, 2,00 log para coliformes totais e reduziu 70% a turvação*”. Já a variação de outras variáveis a ter em conta do processo, tais como o tipo de filtro (areia ou antracite), a temperatura (5°C a 18°C) e a taxa de filtração (de 5 m/h a 20 m/h) não afetaram significativamente a qualidade da água filtrada no que concerne à remoção de agentes biológicos. Já Payment et al.(2000) (in LeChevallier & Au, 2004) relataram nos resultados duma monitorização da qualidade de água numa ETA convencional que empregava filtração, posteriormente a pré-cloragem a 1 mg/l, e coagulação com *alum* e sílica ativada, que este tratamento devidamente operado constituiu uma barreira eficaz para microrganismos patogénicos. Adiantaram também que nenhum vírus entérico humano foi detetado em 32 amostras de água, com uma remoção média de 3,1-log (assumindo que a concentração de vírus entéricos na água filtrada era igual ao limite de deteção).

Deste modo, mesmo tendo em conta que a etapa filtração no tratamento de água para consumo, por si só, pouco efeito representará na remoção eficaz de AdV, seria também um erro negligenciar esse tratamento face à remoção integrada do contaminante numa ETA. Tal como indicado na Tabela 14, a experiência de Albinana-Gimenez et al. (2009) comprova claramente que as remoções de AdV são maiores numa ETA que incluiu a operação de filtração rápida após pré-oxidação e C/F/S, relativamente a uma ETA que não integra essa etapa na sua cadeia de tratamento.

5.2.2 Influência das características da água no desempenho das OPU para remoção de AdV

No tratamento de água para consumo são múltiplos e inconstantes os fatores que podem afetar as eficiências dos tratamentos físico-químicos e/ou biológicos (Rosa et al., 2009). Os AdV não fogem a essa regra e, como referido no sub-capítulo anterior, estima-se que as características da água possuam um papel importante na remoção integrada deste contaminante pelas diversas OPU do tratamento convencional empregues em ETA.

No contexto da ação da pré-oxidação e da desinfecção final na remoção de AdV, a NOM é um dos fatores que mais condiciona o desempenho dos dois processos na

medida em que consome também oxidante, tendo assim por conseguinte influência direta sobre as remoções do contaminante pelas duas etapas. Essa constatação foi, como referido anteriormente, comprovada por Albinana-Gimenez et al. (2009) quando observou que a desinfecção com ozono numa água clarificada teve êxito na inativação viral do contaminante, enquanto que a cabeça da mesma sequência de tratamento a etapa de pré-oxidação com cloro não teve qualquer efeito nesse sentido.

Pese embora a água bruta tratada pelas ETA em estudo possuírem baixas concentrações de TOC no período de recolha dos dados (como referido em 5.1), é possível que até mesmo esses níveis de NOM tenham alguma influência no tratamento de AdV, dado que, como refere Rosa et al. (2009), “a NOM apresenta-se sempre numa gama de concentrações muito superior à dos microcontaminantes presentes na água (pelo menos mais do que três ordens de grandeza acima dos contaminantes naturais ou sintéticos)”.

Assim, a mesma lógica pode ser utilizada no contexto da desinfecção final, mesmo tendo em conta que nesse ponto a água já será menos rica em NOM, relativamente à etapa de pré-oxidação, por já ter sido clarificada. Essa situação ocorre de facto nas ETA da AdA em estudo, tal como indicam as Tabela 39 e 40:

Tabela 39 – Características da água clarificada da ETA de Tavira

Parâmetro de Qualidade	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
DOC	mg/l	1,33 ± 0,40	1,16 – 1,48
TOC	mg/l	1,31 ± 0,47	1,11 – 1,49
pH	-	6,9 ± 0,2	6,8 – 7,2
Turvação	NTU	0,11 ± 0,02	0,10 – 0,12
UV254	m ⁻¹	1,15 ± 0,44	0,96 – 1,31
SUVA	l/mg m	0,87 ± 0,08	0,83 – 0,89

Tabela 40 – Características da água clarificada da ETA da Alcantarilha

Parâmetro de Qualidade	Unidades	Média Observada (IC 95%)	Intervalo de Valores
DOC	mg/l	1,24 ± 0,19	1,08 – 1,39
TOC	mg/l	1,23 ± 0,22	1,05 – 1,45
pH	-	7,3 ± 0,1	7,2 – 7,4
Turvação	NTU	0,14 ± 0,03	0,06 – 0,22
UV254	m ⁻¹	0,94 ± 0,14	0,83 – 1,12
SUVA	l/mg m	0,77 ± 0,14	0,60 – 0,85

Deste modo, a NOM pode também afetar o desempenho da desinfecção final na remoção de AdV nas ETA em estudo, mesmo estando os níveis de TOC mais baixos do que na água bruta (Tabelas 29 e 30). Assim sendo, para uma eficiente remoção do contaminante em estudo, seriam necessárias aplicar doses de desinfetante que permitissem, em simultâneo, inativar AdV e outros microcontaminantes, tendo em conta a presença de NOM nessa água. Contudo, há que ter em conta que normalmente as doses usadas na etapa de desinfecção final são também minimizadas de modo a prevenir a produção excessiva de sub-produtos, cumprindo de qualquer forma o estipulado em legislação.

Importa assim para a remoção eficiente de AdV na água para consumo garantir uma remoção eficiente de NOM previamente à desinfecção final, mesmo tendo em conta que a NOM existe sempre na água (embora em maior ou menor concentração e com diferentes naturezas), e que não pode ser totalmente removida por uma ETA (Rosa et al. 2009).

Por outro lado, nas suas experiências de remoção de AdV por coagulação, Abbaszadegan et al. (2007) observaram globalmente maiores remoções do contaminante para amostras de água com altos níveis de DOC e turvação baixa, em comparação com uma água com DOC ligeiramente mais baixo e turvação muito mais alta (Tabela 10), o que indica que altos níveis de turvação podem ser um fator que dificulta a remoção de AdV por coagulação, até mais do que NOM e pH.

A remoção da turvação é um fator que deve também ser tido em conta para uma remoção integrada de AdV devido ao cariz protetor conferido aos organismos virais por essas partículas. No caso das ETA da AdA em estudo, a turvação da água bruta nos períodos de recolha de amostras é baixa (< 5 NTU), pelo que não é de expectável que esse parâmetro possa causar dificuldades maiores na remoção de AdV na coagulação, que eventualmente causaria se esses níveis fossem mais altos, tal como se verifica em Abbaszadegan et al. (2007).

Já em relação ao efeito da turvação da água em tratamentos posteriores à coagulação, LeChevallier & Au (2004) admite que *“a cloragem inactiva efetivamente vírus se a turvação da água for menor ou igual a 1 NTU, sendo necessários para esse efeito, pelo menos um residual de 1 mg/l por 30 minutos, e um pH não superior a 8,0”*. Deste modo, de acordo com as Tabelas 39 e 40, verifica-se que os níveis de turvação na água clarificada não deverão condicionar o desempenho da desinfecção da remoção de

AdV, pois o tratamento das ETA em estudo é bastante eficaz a remover turbidez para níveis muito baixos.

Também o pH e a temperatura são conhecidos por desempenharem um papel importante principalmente para os processos de inativação viral na desinfecção (EPA, 2001). Nas experiências laboratoriais de inativação viral de AdV, quer por ozono (Tabela 12), quer por cloro (Tabelas 17, 18 e 19), foram alternadas condições de temperatura e pH. Em relação às inativações por ozono, as condições usadas foram fixadas em pH 7 e 5 °C, o que em relação às condições das ETA da AdA constitui uma enorme diferença em relação à temperatura (entre 15°C e 25°C). O mesmo se pode aferir sobre as experiências de inativação por cloração, que compreenderam valores de pH entre 6, 7 e 8, e temperaturas de 5 °C e 15°C.

Relativamente à temperatura, ensaios com temperaturas baixas (5°C) requereram baixos CT de ozono e cloro para atingir remoções virais de AdV de entre 2 a 4 log, observando-se assim que a atuação dos desinfetantes foi mais eficiente para temperaturas mais baixas. Na mesma lógica, nas inativações com cloro realizadas a 15°C verificou-se a necessidade de CT muito maiores para atingir as remoções estabelecidas, em comparação com inativações observadas a 5°C.

No cômputo geral, o tratamento da água realizado pelas ETA da AdA opera em águas com temperaturas mais altas em relação às aquelas referenciadas, pelo que terá teoricamente dificuldade em atingir remoções significativas de AdV com baixos CT, tanto de ozono como de cloro.

Já em relação ao pH, tendo em conta os padrões ilustrados nas Tabelas 17, 18 e 19 relativas à inativação de AdV com cloro, revelam que remoções de AdV foram mais eficientes para valores de pH mais baixos, o que se encontra na lógica de que “*a desinfecção com cloro é mais eficiente na inativação de vírus a pH mais baixo*” (AWWA, 1999).

Tendo em conta que as ETA em estudo operam essencialmente a pH neutro, tal implica que a eficiência da pré-oxidação e desinfecção final no que concerne ao pH poderá eventualmente ser melhorada se os processos foram conduzidos a pH mais ácido, por estes aparentemente favorecerem a ação dos desinfetantes na remoção viral. Contudo, reconhece-se que não é de todo viável as ETA da AdA operarem com águas de tal cariz de pH.

5.2.3 *Análise global das capacidades de remoção de AdV*

De acordo com as competências e condicionantes de cada etapa do tratamento convencional de água na remoção de AdV, e também pelas remoções teóricas observadas na pesquisa bibliográfica efetuada, serão de seguida estimadas as remoções do contaminante para as ETA da AdA em estudo.

Como “*remoção esperada*” serão designadas as remoções máximas de AdV que cada OPU genérica do tratamento convencional poderá alcançar, tendo em conta a influência e as condicionantes que cada uma dessas têm na remoção do contaminante, e em condições ideais de tratamento. Já como “*remoção estimada*”, serão representadas as remoções que as ETA da AdA em estudo se encontram a atingir tendo em conta as condições operacionais de tratamento de cada OPU e a qualidade de água que trataram no período da recolha dos dados.

De acordo com a pesquisa bibliográfica efetuada, tanto o ozono com o cloro são considerados agentes bastante eficazes tanto na remoção como na inativação do organismo viral em estudo. Tanto mais que, como assinalado na Tabela 16, existem autores que consideram que tanto um como o outro desinfetante terão sensivelmente a mesma ordem de eficácia para 2 log de inativação de AdV.

Contudo, num contexto de pré-oxidação de água bruta, há que ter em conta que existe um conjunto de fatores que condicionam a ação dos agentes oxidantes na remoção de vírus, o que desde logo descontextualiza remoções de AdV recolhidas à escala laboratorial pelos mesmos agentes. Nesse caso, mesmo tendo em conta uma remoção máxima de AdV observada na literatura de 3,55 log (Tabela 12), a eficiência de remoção do ozono num cenário de pré-oxidação deverá ser significativamente inferior, tanto quanto maiores forem as quantidades de NOM a tratar nessa água. Posto isso, mesmo em águas com baixas concentrações de NOM, as remoções esperadas de AdV nesse processo devem ser relativamente baixas, alcançando idealmente no máximo 1 log de remoção. Em relação ao caso das ETA da AdA em estudo, apesar de terem sido tratadas águas com baixas concentrações de NOM durante o período de recolha dos dados, é provável que as remoções de AdV sejam aproximadamente de acordo com o esperado, ou seja, não ultrapassem 1 log.

Admitindo que, para certos autores, em processos de tratamento convencionais o processo conjunto de C/F/S pode resultar em remoções de 1-2 log de bactérias, vírus e

protozoários, é provável que as remoções esperadas de AdV que essa etapa poderá alcançar sejam, eventualmente, na ordem de 2 log ou pouco mais. Tal consideração encontra-se na linha dos resultados teóricos obtidos nesta etapa (Tabelas 9 e 11), em que se registaram, na maioria dos ensaios realizados, remoções AdV por coagulação de 1 e 2 log para as diferentes doses de coagulante aplicadas. Deste modo, a remoção esperada de AdV pela C/F/S deverá passar essencialmente por 1-2 log.

Em relação à adsorção com PAC, não são conhecidas quaisquer referências que permitam saber ao certo a aptidão do carvão ativado na remoção de AdV, pese embora se reconheçam limitações desse tratamento na remoção de organismos virais em geral. Contudo não será de desprezar o seu efeito para a remoção de AdV, por um lado devido a esta operação atuar no tratamento convencional de forma integrada na mistura rápida em simultâneo com o coagulante, e ainda para mais pelas referências em que se observaram remoções relevantes de AdV por GAC, sendo essas obtidas também em tratamento multi-barreira. Posto isso, convencionou-se que a remoção esperada de AdV pelo PAC será de sensivelmente 1 log.

Quanto à filtração rápida, mesmo considerando que esse processo não será o mais indicado para remover organismos virais como AdV, deve ter-se em conta que existem referências em que se registaram maiores remoções em cadeias de tratamento de ETA com esta operação, comparativamente a cadeias sem a mesma (Tabela 14). Assim, tal como no caso do PAC, convencionou-se que a remoção esperada de AdV pela filtração rápida em areia será de 1 log.

Tendo em conta as considerações sobre as três etapas anteriormente discutidas, em que a C/F/S pode ter uma influência moderada na remoção de AdV, e que se desconhecem as vantagens que a adição do PAC na mistura rápida para esse efeito bem como a pouca eficiência da etapa de filtração, é provável que essas três etapas nas ETA em estudo sigam um padrão semelhante ao da C/F/S. Nesse caso, as remoções estimadas da C/F/S e adição de PAC, em conjunto com a filtração rápida serão de aproximadamente 1-2 log.

Relativamente à desinfecção final com cloro, visto essa consistir na última barreira no tratamento convencional de água, estima-se que nessa fase do tratamento existam quantidades de NOM já muito reduzidas na água. Dado isso, esperam-se remoções de AdV bastante altas tendo em conta as capacidades do cloro para esse fim, e assim mais em convergência com os números alcançados pelas experiências à escalas

laboratorial e piloto observadas (Tabelas 17, 18 e 19), em que se verificaram remoções de 4 log. De igual forma é também esperada nessa fase que se consiga com sucesso eliminar a infeciosidade do contaminante, tal como indicado também em referências sobre este processo (Tabela 20) . Todavia, tal como verificado anteriormente, visto mesmo nessa etapa ainda existirem algumas concentrações de NOM nas ETA em estudo, tal poderá significar uma remoção inferior a 4 log, ou pelo menos não consistente (quer também em termos de inativação viral), dependendo também das concentrações de desinfetante empregues no tratamento. Assim sendo, estima-se que as remoções de AdV nas ETA em estudo sejam de, aproximadamente, 4 log com alternâncias entre inativação viral.

Abaixo na Tabela 41, encontra-se ilustrado um resumo das remoções esperadas para cada OPU do tratamento convencional, e das remoções estimadas para o universo das ETA da AdA em estudo, também por cada conjunto de OPU das suas cadeias de tratamento. De referir ainda que tabela em seguida as “*remoções esperadas*” dizem respeito a cada OPU num contexto isolado, enquanto as “*remoções estimadas*” apresentam-se num âmbito de remoção gradual em cada etapa do tratamento das ETA da AdA em estudo.

Tabela 41 – Remoções esperadas e estimadas de AdV

Tratamento	Influência na Remoção de AdV	Remoção Esperada	Remoção estimada nas ETA da AdA
Pré-oxidação (ozonização)	Muito Alta	1 log	< 1 log
C/F/S	Razoável	1-2 log	~1-2 log
Adsorção (PAC)	Fraca	1 log	
Filtração Rápida	Fraca	1 log	
Desinfecção Final (cloragem)	Muito Alta	4 log / Inativação Viral	~ 4 log / Inativação Viral

5.3 ANÁLISE DOS DADOS DAS ETA DA AdA

Em seguida encontram-se os resultados dos testes estatísticos efetuados aos dados das ETA da AdA em estudo com o intuito de determinar possíveis relações entre os parâmetros de tratamento e de qualidade, e a ocorrência de AdV na água tratada.

5.3.1 Teste Chi-Quadrado

Os resultados obtidos do teste estatístico Chi-Quadrado de independência para o conjunto de dados em estudo em cada ETA encontram-se resumidos nas Tabelas 42 e 43, constando integralmente no Anexo III. Para cada par “variável resposta (AdV na água tratada) - variável explicativa (parâmetros operacionais de tratamento)” nas duas ETA em estudo foi testada a sua independência (evidência de relação).

Para os casos em que existe dependência entre as variáveis foi também avaliada a extensão dessa dependência através do valor do coeficiente de contingência para os referidos testes, de acordo com a classificação estabelecida em 4.2.1.

Tabela 42 – Resultados Teste Chi-Quadrado de Independência para ETA de Alcantarilha

	Adenovírus		
	Valor Referência	Evidência de Relação	Força da Relação
Dose de O ₃	1,35 mg/l	Não	-
Residual O ₃	0,15 mg/l	Não	-
Tempo de Contacto O ₃	16 mins	Não	-
CT O ₃	2,00 mg.min/l	Não	-
Dose de Coagulante	45 mg/l	Não	-
Dose PAC	0 mg/l	Não	-
Tempo de Mistura Rápida	6 mins	Não	-
Velocidade de Filtração	0,0010 m/s	Não	-
Dose de Cl ₂	1,35 mg/l	Sim	Fraca
Residual Cl ₂	1,00 mg/l	Não	-
CT Cl ₂	40,00 mg.min/l	Não	-

Tabela 43 – Resultados Teste Chi-Quadrado de Independência para ETA de Tavira

	Adenovírus		
	Valor Referência	Evidência de Relação	Força da Relação
Dose de O ₃	0,9 mg/l	Sim	Fraca
Residual O ₃	0,15 mg/l	Não	-
Tempo de Contacto O ₃	25 mins	Não	-
CT O ₃	3,00 mg.min/l	Não	-
Dose de Coagulante	-	-	-
Dose PAC	0,7 mg/l	Não	-
Tempo de Mistura Rápida	6 mins	Sim	Razoável
Velocidade de Filtração	0,0010 m/s	Não	-
Dose de Cl ₂	1,35 mg/l	Sim	Fraca
Residual Cl ₂	1,10 mg/l	Não	-
CT Cl ₂	31,5 mg.min/l	Não	-

Previamente à interpretação dos resultados obtidos, é reconhecido que esses apresentam limitações consideráveis, fundamentalmente relacionadas com os valores de referência fixados para cada parâmetro. A escolha dos valores de referência foi em grande parte condicionada pelo facto de, por existir um número curto de amostragens dos parâmetros para cada ETA, teve maior peso na escolha dos valores a possibilidade de permitirem que o número de amostras para cada categoria fosse equivalente, do que propriamente eleger um ou mais valores representativos de cada parâmetro em estudo.

Posto isso, analisando os resultados observa-se que para a ETA de Alcantarilha apenas o parâmetro “*Dose Cl₂*” apresentou relação com os dados obtidos de AdV, enquanto que na ETA de Tavira três parâmetros revelaram dependência com a variável resposta, sendo eles “*Dose O₃*”, “*Tempo de Mistura Rápida*” e “*Dose Cl₂*”.

Analisando ao pormenor as evidências de relação, verifica-se que para as duas ETA existe apenas um parâmetro em comum que apresenta uma relação (neste caso fraca) com a ocorrência de AdV na água tratada, tratando-se esse da dose de cloro na desinfecção final - “*Dose Cl₂*”. A dose de cloro fixada como referência para o teste realizado foi de 1,35 mg/l, o que indica assim que, idealmente, doses acima de 1,35 mg/l estão associadas à não-ocorrência de AdV na água tratada. Nas Tabelas 44 e 45 encontram-se as Tabelas de Referência Cruzada que serviram de base aos testes.

Tabela 44 – Tabela de referência cruzada “AdV * Dose Cl₂” para a ETA de Tavira

	Dose Cl ₂		Total
	≥1,35 mg/l	<1,35 mg/l	
Adenovírus Negativo	9	3	12
Positivo	3	9	12
Total	12	12	24

Tabela 45 – Tabela de referência cruzada “AdV * Dose Cl₂” para a ETA de Alcantarilha

	Dose Cl ₂		Total
	≥1,35 mg/l	<1,35 mg/l	
Adenovírus Negativo	12	1	13
Positivo	9	6	15
Total	21	7	28

Sobre a ETA de Tavira, observa-se que em um número relativamente alto de amostragens (neste caso nove), se conseguiu com sucesso eliminar o contaminante através de doses de cloro iguais ou superiores a 1,35 mg/l, e só em três amostras deste tipo se registou que o tratamento foi ineficaz em remover o contaminante. Inversamente, para doses inferiores a 1,35 mg/l, nove amostras confirmaram que o contaminante ainda se encontrava na água após o tratamento, e apenas ¼ dessas amostras não registaram o contaminante. Neste caso, o sentido da relação aponta claramente (ainda que de forma fraca), para que doses de cloro iguais ou superiores a 1,35 mg/l possam ser eficazes para remover o agente biológico.

Já em relação à ETA de Alcantarilha os resultados são mais vagos, dado que para doses de cloro igual ou superiores a 1,35 mg/l se verificaram doze amostras de água negativas para AdV, mas também nove amostras detetaram o microrganismo, ou seja, quase 45% das amostragens com doses superiores a 1,35 mg/l. Por outro lado, para doses inferiores à fixada, apenas em uma amostra não se detetou o contaminante. Neste caso, pode-se afirmar que o sentido da relação é também que doses igual a superiores a 1,35 mg/l de cloro serão mais eficientes no sentido eliminar AdV na água, contudo ressalva-se que em 45% da amostra se detetou ainda o contaminante.

Outra hipótese a ser levantada trata-se de que, de facto, as doses de cloro aplicadas poderão ter mesmo um papel relevante para a remoção do contaminante, mas em conjunto com outros fatores à margem deste teste estatístico.

Quanto à discussão dos outros dois parâmetros em que se registaram relações com os resultados de AdV na água (no caso da ETA de Tavira: “Dose O_3 ” e “Tempo de Mistura Rápida”), a mesma será desprezada pois é provável que se tratem de resultados fortuitos e/ou que apresentem sentidos de relação inversos (maiores doses de O_3 /tempos de mistura significarem mais resultados de AdV positivos). Em primeiro lugar, a variável “Tempo de Mistura Rápida”, para o mesmo valor de referência, apenas verificou evidência de relação numa das ETA, para além de não existirem referências que evidenciem a sua importância na remoção integrada de AdV, o que indica assim o resultado ser possivelmente fortuito. Já em relação à variável “Dose O_3 ” assiste-se a uma aparente contradição, já que na ETA de Tavira a aplicação de doses de ozono relativamente mais baixas (0,9 mg/l) registarem uma relação fraca, enquanto que doses mais altas aplicadas em Alcantarilha (1,35 mg/l) não registarem qualquer relação. Isto quando, tal como verificado anteriormente em 5.1, as características da água bruta serem semelhantes para as duas ETA.

5.3.2 Regressão Logística

Visto no teste anterior existirem indícios de que as relações observadas entre apenas um parâmetro operacional de tratamento e a ocorrência de AdV na água tratada serem limitadas, a análise de regressão logística insere-se então como forma a complementar o teste Chi-Quadrado de independência na explicação dessas relações. Desta forma, o âmbito desta análise pressupõe assim que apenas a interação entre mais do que um parâmetro de tratamento poderá explicar com maior rigor a remoção/ausência deste contaminante da água tratada pelas ETA em estudo. Por outro lado, contrariamente ao teste Chi-Quadrado, são também integradas nesta análise estatística um conjunto de parâmetros de qualidade da água que poderão ter um papel relevante na eliminação do contaminante.

Conforme descrito anteriormente, a seleção das covariáveis e posteriormente dos modelos de regressão logística que integram os conjuntos de parâmetros operacionais e de qualidade da água das duas ETA que melhor explicam a ocorrência de AdV na água tratada consistiu num processo baseado em diversas metodologias de trabalho.

Em ordem a seleccionar os parâmetros, de entre o conjunto à disposição, que mais condições apresentaram para a inclusão num modelo de regressão logística foram

aplicados critérios com vista a excluir os parâmetros menos aptos para esse fim. Os critérios aplicados passaram, em primeiro lugar, pela averiguação do número de amostras de cada covariável, em que foram excluídos os parâmetros com menos amostras dentro do contexto da base de dados em estudo (Anexo IV). Em seguida foi efetuada a verificação da multicolinearidade dos dados em ordem a excluir covariáveis com elevada correlação (Anexo V), ou seja, variáveis e que pudessem conferir informação desnecessária aos modelos.

Por fim, na Tabela 46 encontram-se o conjunto das covariáveis para as duas ETA em estudo que, após as análises efetuadas, provaram ser as mais estatisticamente relevantes para integrarem um modelo múltiplo de regressão logística

Tabela 46 – Conjunto de covariáveis para a regressão logística

Covariável	Modelos ETA Távira	Modelos ETA Alcantarilha
Residual O ₃	Incluída	Incluída
Dose O ₃	Incluída	Incluída
CT O ₃	Incluída	Incluída
Dose PAC	Incluída	Incluída
Dose Cl ₂	Incluída	Incluída
CT Cl ₂	Incluída	Incluída
TOC	Incluída	Incluída
UV254	Incluída	Incluída

A partir dos conjuntos de covariáveis acima enunciados, foram criados modelos de regressão logística para todas as combinações possíveis de variáveis, sendo desse modo gerados um total de 127 modelos para o conjunto de dados de cada uma das ETA. O índice dos conjuntos de modelos gerados para cada ETA encontra-se no Anexo VI.

Posteriormente deu-se início à escolha dos melhores modelos de entre o grupo de modelos concebidos. Essa etapa começou pela avaliação da significância dos modelos, quer ao nível de cada uma das covariáveis presentes em cada modelo (*Teste de Wald*), quer ao nível dos próprios modelos (*Teste de Hosmer-Lemeshow*), encontrando-se os testes estatísticos integralmente efetuados para esta análise no Anexo VII. A Tabela 47 ilustra um resumo dos resultados obtidos neste teste, evidenciando os conjuntos de modelos que aprovaram nos testes realizados.

Tabela 47 – Modelos significativos de Regressão Logística

<i>ETA Tavira</i>		<i>ETA Alcantarilha</i>	
<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>	<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>
T.2.01	Residual O ₃ ; CTO ₃	A.2.03	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂
T.2.04	Residual O ₃ ; CT Cl ₂	A.2.04	Residual O ₃ ; CT Cl ₂
T.2.05	Residual O ₃ ; TOC	A.2.05	Residual O ₃ ; TOC
T.2.07	CT O ₃ ; PAC	A.2.10	CT O ₃ ; TOC
T.2.08	CT O ₃ ; Dose Cl ₂	A.2.11	CT O ₃ ; UV254
T.2.09	CT O ₃ ; CT Cl ₂	A.2.19	CT Cl ₂ ; TOC
T.2.10	CT O ₃ ; TOC	A.3.01	Residual O ₃ ; CT O ₃ ; PAC
T.2.13	PAC ; CT Cl ₂	A.3.02	Residual O ₃ ; CT O ₃ ; Dose Cl ₂
T.2.16	Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂	A.3.07	Residual O ₃ ; PAC ; CT Cl ₂
T.3.05	Residual O ₃ ; CT O ₃ ; UV254	A.3.08	Residual O ₃ ; PAC ; TOC
T.3.10	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂	A.3.11	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; TOC
T.3.21	CT O ₃ ; Dose Cl ₂ ; TOC	A.3.13	Residual O ₃ ; CT Cl ₂ ; TOC
T.3.23	CT O ₃ ; CT Cl ₂ ; TOC	A.3.16	CT O ₃ ; PAC ; Dose Cl ₂
T.3.32	Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂ ; TOC	A.3.25	CT O ₃ ; TOC ; UV254
T.4.17	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂ ; TOC	A.3.26	PAC ; Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂
T.4.19	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; TOC ; UV254	A.3.31	PAC ; TOC ; UV254
T.4.30	CTO ₃ ; CT Cl ₂ ; TOC ; UV254	A.4.11	Residual O ₃ ; PAC ; Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂
T.5.10	Residual O ₃ ; CTO ₃ ; CT Cl ₂ ; TOC ; UV254		
T.5.19	CTO ₃ ; PAC ; CT Cl ₂ ; TOC ; UV254		

Demonstra-se assim que, através das análises procedidas (*Teste de Wald* e *Teste de Hosmer-Lemeshow*) se pôde eliminar a grande maioria dos modelos inicialmente gerados, registando-se que dos 127 modelos iniciais para cada ETA, são significativos tanto ao nível das variáveis como ao nível dos próprios modelos, respetivamente 19 para a ETA de Tavira e 17 para a ETA de Alcantarilha.

Posteriormente, através do estudo do ajuste dos modelos de regressão aos dados, foi possível ordenar os mesmos no âmbito daqueles que melhor estimam a probabilidade da ocorrência de AdV na água tratada. Tal tarefa foi realizada através do *Teste de Razão de Verossimilhanças* e do *Critério AIC*. As operações efetuadas para a ordenação dos modelos selecionados encontram-se nos Anexos VIII e IX.

Finalmente, a lista dos 5 modelos que melhor se ajustam aos dados, pela ordem decrescente desse ajuste (dado pelo valor AIC) é a representada na Tabela 48. Em conjunto, são também expostos os valores referentes ao R^2 de *Nagelkerke* que, resumidamente, consiste em mais uma medida de ajustamento para um modelo estatístico de regressão logística, similar ao R^2 padrão para regressão linear, que indica o quanto um modelo consegue explicar os valores observados nas amostras.

Tabela 48 – Modelos de melhor ajuste para cada ETA

<i>ETA Tavira</i>			<i>ETA Alcantarilha</i>		
<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>	<i>R²</i>	<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>	<i>R²</i>
T.3.21	CT O ₃ ; Dose Cl ₂ ; TOC	82,7%	A.3.08	Residual O ₃ ; Dose PAC ; TOC	93,8%
T.5.19	CT O ₃ ; Dose PAC ; CT Cl ₂ ; TOC ; UV254	78,4%	A.3.25	CT O ₃ ; TOC ; UV254	86,7%
T.4.17	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; CT Cl ₂ ; TOC	70,1%	A.3.16	CT O ₃ ; Dose PAC ; Dose Cl ₂	76,4%
T.4.30	CT O ₃ ; CT Cl ₂ ; TOC ; UV254	69,5%	A.3.11	Residual O ₃ ; Dose Cl ₂ ; TOC	82,2%
T.2.07	CT O ₃ ; Dose PAC	53,8%	A.3.01	Residual O ₃ ; CT O ₃ ; Dose PAC	56,3%

Analisando de antemão a Tabela 47, verifica-se que de entre a listagem total de modelos que potencialmente explicam de forma significativa a relação entre determinados conjuntos de parâmetros e a ocorrência de AdV na água tratada, apenas existe uma combinação de variáveis que é em comum para as duas ETA em estudo. Neste caso, tratam-se dos modelos T.2.10 e A.2.10 que integram as variáveis “CT O₃” e “TOC”. Para além disso, na Tabela 48 observa-se que, separadas e/ou em conjunto, estas duas variáveis estão integradas em cada um dos 5 melhores modelos para cada ETA. Este é assim um padrão que pode, no fundo, apresentar uma explicação em comum para a presença/ausência de AdV na água das duas ETA da AdA em estudo. Na Tabela 49 são expostos os dois modelos em comum, juntamente com os respetivos R^2 de *Nagelkerke*.

Tabela 49 – Modelos significantes em comum para as duas ETA

<i>ETA Tavira</i>			<i>ETA Alcantarilha</i>		
<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>	<i>R²</i>	<i>Modelo</i>	<i>Covariáveis</i>	<i>R²</i>
T.2.10	CT O ₃ ; TOC	41,8%	A.2.10	CT O ₃ ; TOC	18,4%

Analisando os modelos em questão, verifica-se que o conjunto de variáveis apresentado em cada um designa dois parâmetros considerados importantes para o desempenho global das ETA em remover em AdV. Por um lado o tratamento com ozono, representado pelos valores de CT, é um tratamento que teoricamente possui algumas capacidades para remover o contaminante. Por outro o TOC, como já referenciado, é um dos fatores que mais dificulta a ação das OPU de tratamento convencional (no caso dos modelos em questão a pré-oxidação) na remoção de AdV.

O facto do TOC se integrar, não só nestes dois modelos, mas também como em grande parte dos modelos considerados significativos a ter em conta para a remoção de AdV (Tabela 47), sugere que a análise estatística efetuada reconhece a grande importância das concentrações de TOC na água bruta em explicar a presença/ausência de AdV na água tratada de ambas as ETA, neste caso, no sentido de condicionar a ação de desinfetantes e oxidantes na penetração de células virais de AdV.

Em relação ao contexto de cada uma das ETA em que os parâmetros representados nos dois modelos se integram, verificam-se realidades distintas: na ETA de Alcantarilha a gama de CT aplicada é relativamente mais baixa em relação a Tavira (Tabelas 31 e 32), enquanto os níveis de TOC na água bruta das duas ETA são semelhantes, apresentado em ambos os casos níveis baixos (5.1). O facto dos CT aplicados na ETA da Tavira serem maiores, visto a NOM nas duas ETA ter níveis semelhantes, pode eventualmente implicar melhores condições de remoção de AdV nessa ETA. Tal consideração é comprovado pelo valor superior do R² do modelo de regressão relativo à ETA de Tavira, na Tabela 49.

Em relação aos resultados apontados pela análise estatística, de modo a procurar compreender se existe algum sentido prático das relações observadas pelo teste que engloba os parâmetros TOC e CT de ozono, nas Figuras 11 e 12 encontram-se ilustradas as variações dos dois parâmetros em conjunto para cada amostra de água analisada em cada ETA.

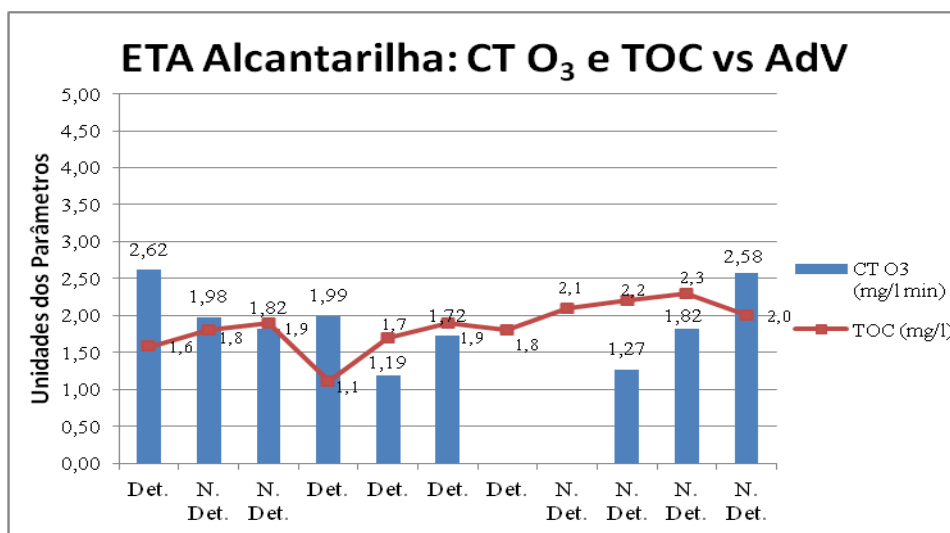


Figura 11 – CT O₃ e TOC vs AdV em ETA de Alcantarilha

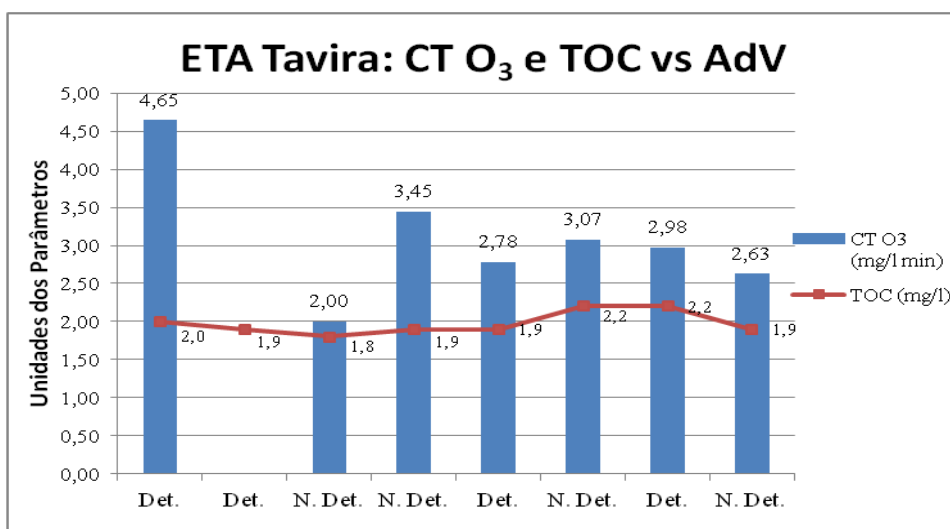


Figura 12 – CT O₃ e TOC vs AdV em ETA de Tavira

Observando as figuras anteriores, não é possível de todo evidenciar o sentido da relação entre os dois parâmetros em questão à ocorrência de AdV na água, pois não é visível qualquer padrão nos resultados obtidos, dado que se assiste a valores positivos de AdV para altos CT de ozono e valores de baixos de TOC (no contexto das ETA), e vice-versa.

Conclui-se então, através das Figuras 11 e 12, que os CT de ozono aplicados são insuficientes, mesmo apesar da existência de baixos níveis de NOM na água, na explicação da remoção de AdV na água a tratar. Por este motivo, as ETA da AdA em estudo devem considerar as suas etapas de pré-oxidação com ozono não como um processo referência para a eliminação de AdV, mas como um processo integrado que auxiliará a remoção do contaminante em etapas posteriores da sua cadeia de tratamento.

Uma outra hipótese a ter em conta sobre os dois parâmetros em análise será possuírem um padrão incompleto, tendo em conta os baixos valores de R^2 de cada modelo, sendo que a sua associação com outros parâmetros poderá permitir revelar resultados mais evidentes, pois há de facto vários modelos mais completos que integram os dois parâmetros, ou pelo menos um dos dois. Num contexto do tratamento integrado de AdV em ETA esta hipótese é também plausível, visto que vai de encontro à possibilidade da NOM na água bruta ir sendo gradualmente removida ao longo da cadeia de tratamento numa ETA, o que facilitará eventualmente a atuação das outras etapas do tratamento convencional na remoção do contaminante.

Tendo em conta a hipótese enunciada, de entre o leque de tratamentos para a remoção de AdV que as ETA da AdA em estudo dispõem, é a desinfecção final com cloro o tratamento que teoricamente será mais eficiente para a remoção de AdV na água para consumo. Nessa lógica de que a eficiência do tratamento com cloro para remoção de AdV nas ETA da AdA depende da redução de TOC a montante, neste caso através da aplicação de ozono na pelos valores de CT, existem várias evidências nos resultados estatísticos obtidos que apontam para esse facto.

A primeira evidência consiste nos resultados obtidos do teste Chi-Quadrado de independência, em que o único parâmetro que demonstrou ter relação na presença/ausência de AdV na água tratada em ambas as ETA foi um dos parâmetros operacionais da etapa de desinfecção final, nomeadamente “*Dose Cl₂*”. O facto de, como descrito anteriormente, a relação do parâmetro de tratamento com a ocorrência de AdV na água em ambas as ocasiões ser “*fraca*”, quando teoricamente o cloro deveria ser capaz de remover o agente biológico, tinha apontado na altura para que houvesse algo mais para além da aplicação da simples aplicação de dose de cloro na desinfecção final para a explicação da ocorrência de AdV na água tratada. Neste caso, a explicação para essa fraca relação pode estar relacionada pelos parâmetros em análise nos modelos na Tabela 49: por um lado com as características da água que dificultam a remoção do contaminante (NOM), e por outro com remoções posteriores de AdV providenciadas por outras OPU aplicadas previamente ao processo de desinfecção, sendo assinalada pela regressão logística a pré-oxidação com ozono (representada pelos valores de CT).

A segunda evidência passa pelos próprios resultados da ocorrência de AdV na água tratada em função da dose de cloro e dos CT de ozono. Como já mencionado e ilustrado nas Figuras 11 e 12, os valores de CT de ozono aplicados na ETA de Tavira

são, em regra geral, superiores os valores homólogos para a ETA de Alcantarilha no período de recolha dos dados. Dado que as concentrações de ozono aplicadas na ETA de Tavira são maiores, e sendo os níveis de TOC nas duas ETA relativamente semelhantes, pressupõem-se que nessa ETA será oxidada uma maior quantidade de NOM nessas amostras de água, relativamente à ETA de Alcantarilha. Desse modo, idealmente, quando a água a tratar chegar à etapa da cloração existirá uma menor quantidade de NOM na água, que assim poderá ter um melhor desempenho no que diz respeito à eliminação de AdV. Nas Figuras 13 e 14 encontram-se ilustradas as doses de cloro aplicadas em cada ETA, bem como as remoções que delas resultaram.

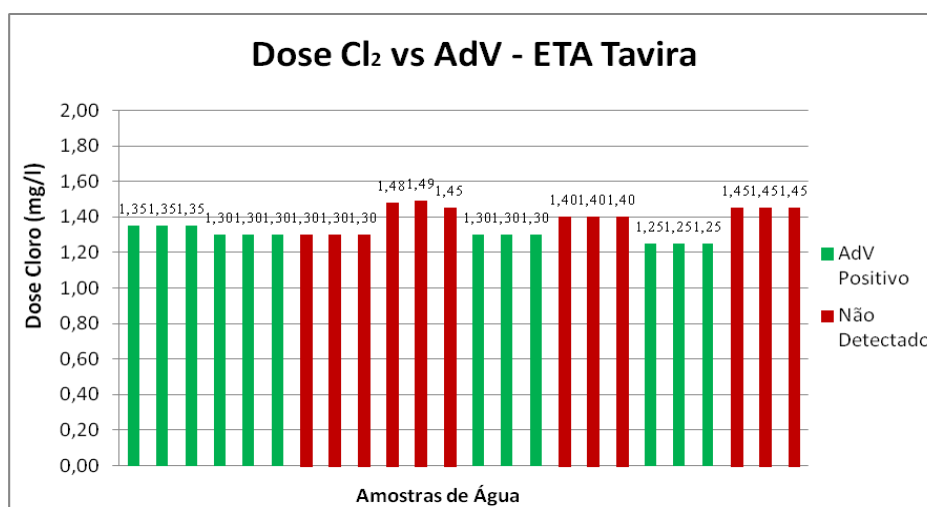


Figura 13 – Dose Cl₂ vs AdV na ETA de Tavira

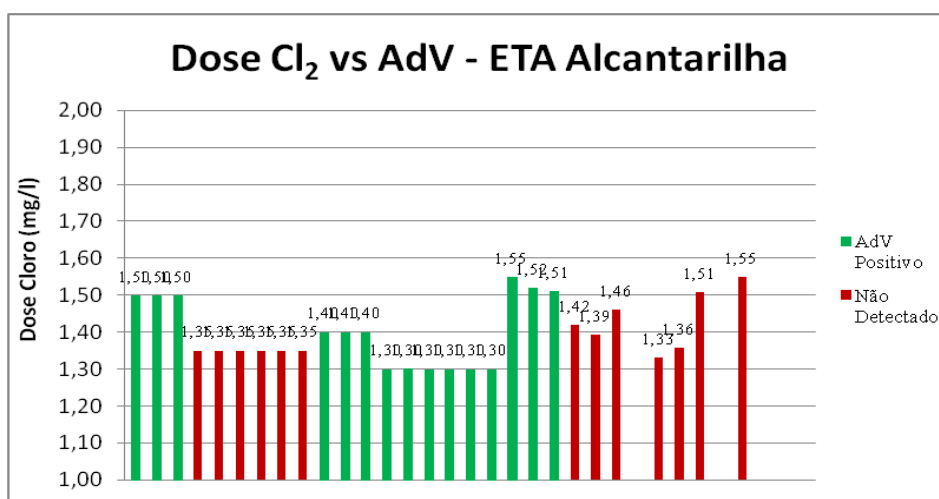


Figura 14 – Dose Cl₂ vs AdV na ETA de Alcantarilha

Das análises das duas figuras acima comprova-se assim que, na ETA de Tavira, pelas doses de CT de ozono aplicadas serem mais altas, e assim removerem mais NOM, permite que doses de cloro maiores consigam efetivamente remover o contaminante da

água para consumo. Tal evidência é demonstrada pela Figura 13, em que doses de cloro superiores a 1,35 mg/l corresponderam, sem exceção, a não detecções de AdV na água tratada. Já no caso da ETA da Alcantarilha, como os CT de ozono são mais baixos, e assim a cadeia de tratamento alcança teoricamente uma menor remoção de AdV nesse processo, a água ao chegar à etapa de desinfecção final o cloro já não será tão eficiente a remover AdV. Tal situação comprova-se na Figura 14, em que não existe um padrão claro na remoção de AdV, e observa-se até que doses de cloro de 1,55 mg/l alternam tanto na presença como na ausência de AdV na água a tratar.

Finalmente a terceira e última evidência de que a eficiência da remoção de AdV das ETA da água está relacionada com o tratamento de cloragem em função da quantidade de NOM na água e da concentração de ozono aplicada para remover a mesma, encontra-se relacionada com os modelos estatísticos mais significativos obtidos da análise de regressão logística. Esta evidência serve também como complemento à segunda evidência descrita, relativa à maior apetência da ETA de Tavira em remover AdV através das doses de cloro. Neste caso, para essa ETA, o modelo que maior ajuste apresentou aos dados foi justamente o modelo que integra as três variáveis em questão nesta teoria, nomeadamente: "*CT O₃*"; "*Dose Cl₂*" e "*TOC*", tal como indicado na Tabela 48. Dada esta situação, pode-se assim afirmar que os dados estatísticos obtidos comprovam e reforçam a teoria em análise.

Porém, ainda relativamente aos resultados obtidos da regressão logística, verifica-se que para a ETA de Alcantarilha foram gerados um conjunto de modelos alternativos que explicam a relação da remoção de AdV com outras variáveis alternativas àquelas discutidas (Tabela 45), e até com um melhor ajuste dos dados em questão. Como se verificou anteriormente, esta ETA não se encontra tão capacitada para remover AdV através da cloragem, e porventura em função disso a análise de regressão logística concebeu modelos com explicações alternativas para a remoção de AdV. Em grande parte, esses modelos alternativos englobam as variáveis já referidas como fundamentais na explicação dos resultados de AdV, "*CT O₃*" e "*TOC*". Contudo, uma boa parte destes modelos engloba também o parâmetro "*Dose de PAC*", que como se comprovou anteriormente pela pesquisa bibliográfica, não apresenta teoricamente indícios de ter grande relevância para a eliminação do vírus entérico em comparação com as etapas já discutidas. Uma outra prova de que o PAC não é significativo para a remoção de AdV no contexto das ETA da AdA encontra-se na Figura 15, em que se

verifica claramente que a dose de carvão aplicada não tem qualquer influência na remoção do contaminante.

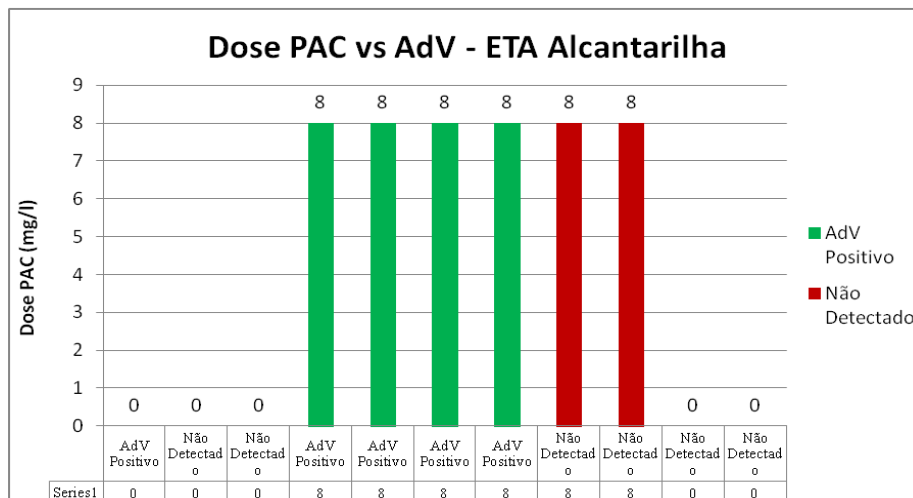


Figura 15 – PAC vs AdV na ETA de Alcantarilha

Dada esta situação, conclui-se que os modelos que integram o parâmetro PAC, pese embora se ajustem bem aos dados, não constituem situações que sejam aplicáveis de uma forma realista à realidade da ocorrência de AdV nas ETA em estudo.

Em relação ao conjunto de dados em estudo, conclui-se então que os mesmos conseguem explicar a ocorrência de AdV na água após o tratamento convencional realizado pelas ETA de Alcantarilha e Tavira, gerando mesmo um conjunto de outros resultados alternativos. Todavia, acredita-se que de entre a gama de hipóteses que cada modelo constitui, a mais provável será a da relação dos 3 parâmetros - " $CT O_3$ "; " $Dose Cl_2$ " e " TOC " - visto essa ter sido comprovada pela observação prática dos dados em questão, e do comportamento da dose de cloro em função dos outros nas Figuras 13 e 14.

Observa-se também que a análise estatística efetuada indica assim dois pontos críticos nas cadeias de tratamento das ETA em estudo, em que eventuais otimizações poderão permitir uma remoção mais eficiente de AdV: a pré-oxidação e a desinfecção final. Para mais, de acordo com a análise ao pormenor dos dados em estudo para esse conjunto de dados, a análise estatística aponta, no sentido de obter resultados negativos de AdV nessas ETA, a aplicação de CT de ozono na ordem da média aplicada na ETA de Tavira para o período de recolha dos dados (2,98 mg.min/l), e doses de cloro acima de 1,40 mg/l.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

De acordo com o estudo desenvolvido, conclui-se que a remoção esperada de AdV no tratamento de água para consumo é bastante condicionada pelas características da água a tratar.

A análise efetuada neste trabalho, baseada exclusivamente em estudos teóricos, permitiu comprovar a grande diferença entre remoções de AdV obtidas à escala laboratorial - em que se verificaram remoções do contaminante em grandes extensões - e remoções obtidas de casos de estudo em ETA - consideravelmente inferiores às outras. Tal cenário evidencia assim que, pelo facto da água a tratar numa ETA conter NOM e outras partículas, e ainda estar sujeita a alterações de qualidade ao longo do tempo, esses factores poderão influenciar negativamente a remoção de AdV por tecnologias de tratamento convencional, ao diminuírem a eficiência das diversas OPU na remoção do vírus. Por outro lado, no contexto de remoções observadas em estudos laboratoriais a água é tratada, em regra geral, em condições controladas e sem outros constituintes que possam dificultar a actuação dos tratamentos, pelo que desse modo as OPU de tratamento convencional conseguem atingir um pleno desempenho na remoção do contaminante.

A remoção esperada de adenovírus no tratamento convencional de água para consumo depende também das OPU que são aplicadas para esse objetivo. De acordo com as potencialidades observadas de cada OPU em remover o agente biológico, os tratamentos com ozono e cloro demonstraram ser teoricamente bastante eficazes na remoção do vírus, mostrando também ser capazes de inactivar a sua infeciosidade. A C/F/S, apesar de não garantir inactivações virais nem remoções tão altas comparativamente aos outros dois tratamentos, comprovou ter competências para alcançar remoções consistentes do contaminante. Quanto à filtração rápida e à adsorção com PAC, segundo alguns autores, não serão as barreiras mais adequadas para a remoção do contaminante com as características dos AdV e à falta de mais referências.

No contexto da remoção esperada de AdV na cadeia de tratamento convencional numa ETA, a mesma vai apresentando variâncias de acordo com as etapas de tratamento aplicadas à água, e à medida que a NOM vai sendo gradualmente removida. Dado isso é na pré-oxidação com ozono, tendo em conta ser a etapa do tratamento convencional onde a água é mais rica em NOM, onde o tratamento terá mais dificuldade em remover

o contaminante. Já na desinfecção final, por consistir na última barreira de tratamento e assim receber a água que já transitou por uma série de processos, é provável que pelo facto da água já possuir um teor em NOM mais baixo em relação à pré-oxidação, os desinfetantes consigam atingir melhores desempenhos em remover AdV.

No âmbito do caso de estudo das ETA da AdA, verifica-se a partir da comparação com o estudo das remoções esperadas de AdV por cada etapa do tratamento convencional, que as mesmas são teoricamente capazes de remover parcialmente AdV da água para consumo e atingir inactivações do vírus através das suas sequências de tratamento. Nesse sentido, as estimativas de remoção de AdV por cada etapa do tratamento indicam que:

- na pré-oxidação com ozono, visto se estar a tratar uma água bruta rica em NOM (pese embora as concentrações de NOM no período em estudo serem baixas), estima-se as remoções de AdV estejam de acordo com o esperado, ou seja, não ultrapassem 1 log;
- tendo que se estima que a etapa de C/F/S regista entre 1 e 2 log de remoção de AdV, e por se desconhecerem as vantagens práticas da adição do PAC na mistura rápida e da filtração em areia, é provável que as ETA em estudo sigam um padrão semelhante ao da C/F/S, sendo as remoções desse processo em conjunto com a adição de PAC e a filtração rápida, de sensivelmente 1-2 log;
- na desinfecção final, visto a água a tratar possuir menores concentrações de NOM em relação à água bruta, e outros parâmetros como a turvação não prejudicarem também a ação do desinfetante, estima-se que o cloro seja bastante eficaz contra o vírus, sendo que as remoções estimadas sejam praticamente de acordo com o esperado, atingindo assim remoções de aproximadamente 4 log com alternâncias de inativações virais de acordo com os níveis de NOM na água e as concentrações de desinfetante aplicadas.

Através da análise estatística efetuada aos dados analíticos das ETA de Alcantarilha e Tavira conclui-se que o conjunto de dados que mais probabilidade tem de explicar, numa base plausível, a presença/ausência de AdV na água dessas ETA são: o CT de ozono na pré-oxidação, a concentração de TOC na água bruta, e a dose de cloro na desinfecção final. Para mais a análise estatística aponta, no sentido de obter resultados negativos de AdV nessas ETA, a aplicação de CT de ozono na gama da média aplicada

na ETA de Tavira para o período de recolha dos dados (2,98 mg.min/l), e doses de cloro acima de 1,40 mg/l.

Da realização deste trabalho ficaram também reconhecidas dificuldades a vários níveis, especificamente no que concerne à recolha de informação e ao tratamento e análise estatística dos dados em estudo.

Uma das grandes condicionantes deste estudo foi a pouca existência de valores referenciados para remoção do contaminante AdV para certas OPU do tratamento convencional. Tal situação é de certa forma compreensível, visto este agente viral não constar ainda em qualquer legislação ou diretrizes como prioritário na remoção pelo tratamento de água para consumo. Deste modo, recomendam-se a realização de experiências às escalas laboratorial e piloto, e principalmente em ETA, de remoção de AdV por diferentes OPU, de modo a aprofundar a questão das remoções esperadas deste agente.

Realça-se também a grande dificuldade em tratar os dados em estudo neste trabalho. Os testes estatísticos efetuados pretenderam levar o mais longe possível a análise do conjunto de dados em estudo, porém reconhece-se a grande limitação que esses dados impuseram na realização de um maior rol de análises estatísticas, quer ao nível do número de amostras, quer pela natureza das mesmas. Dado isso, recomenda-se para trabalhos futuros a recolha de um maior número de amostras de deteção viral de AdV, quer na água tratada, quer na água bruta, e também se possível entre etapas de tratamento. Outra recomendação será no sentido da AdA pugnar para que as análises virológicas de deteção de AdV à água sejam, separadamente, em qPCR e cultura de células, de modo a saber ao certo a infeciosidade do vírus nessas amostras, e principalmente a concentração desse nas mesmas.

De referir mais uma vez que os dados analíticos de deteção virológica de AdV nas águas das ETA de Alcantarilha e Tavira disponibilizados pela AdA não se encontram apresentados neste estudo por questões de confidencialidade. Quaisquer esclarecimentos ou dúvidas sobre a natureza dos mesmos deverão ser solicitados à empresa Águas do Algarve S.A..

Em relação à fiabilidade dos dados numéricos de AdV nas análises de deteção virológica na água, não foi possível comprovar a veracidade dos mesmos, visto a análise estatística ter sido efetuada na íntegra com dados de natureza categórica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASZADEGAN, M., MONTEIRO, P., NWACHUKU, N., ALUM, A., RYU, H. (2008). Removal of adenovirus, calicivirus, and bacteriophages by conventional drinking water treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 43, pp. 171-177
- ABBASZADEGAN, M., MAYER, B. K., RYU, H., NWACHUKU, N. (2007). Efficacy of Removal of CCL Viruses under Enhanced Coagulation Conditions. *Environment Science Technology*, 41, pp. 971-977
- ACADEMIC PRESS, INC. (1990). PCR Protocols – A guide to methods and applications. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. San Diego, California
- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (APA) (2012). Plano de gestão das bacias hidrográficas que integram a região hidrográfica das ribeiras do Algarve (RH8). Volume I – Relatório, Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico, Tomo 3 – Caracterização socioeconómica, ordenamento do território e usos da água, Tomo 3ª – Peças escritas. *Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente, e do Ordenamento do Território, Administração da Região Hidrográfica do Algarve*
- ALBINANA-GIMENEZ, N., CLEMENTE-CASARES, P., BOFILL-MAS, S., HUNDESA, A., RIBAS, F., GIRONES, R. (2006). Distribution of human polyomaviruses, adenoviruses, and hepatitis E virus in the environment and in a drinking-water treatment plant. *Environ. Sci. Technol.*, 40, pp. 7416-7422
- ALBINANA-GIMENEZ, N., MIAGOSTOCIVH, M. P., CALGUA, B., HUGUET, J. M., MATIA, L., GIRONES, R. (2009). Analysis of adenoviruses and polyomaviruses quantified by qPCR as indicators of water quality in source and drinking-water treatment plants. *Water Research*, 43, pp. 2011-2019
- ALVES, C. (2006). Tratamento de Águas de Abastecimento. 2ªEdição. Publindústria
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) (1999). Water Quality & Treatment: A Handbook of Community Water Supplies. 5ªEdição, McGraw-Hill,
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) & AWWA RESEARCH FOUNDATION (2002). Inactivation of Waterborne Emerging Pathogens by Selected Disinfectants. *Joseph G. Jacangelo*, USA
- BOFILL-MAS, S., ALBINANA-GIMENEZ, N., CLEMENTE-CASARES, P., HUNDESA, A., RODRIGUEZ-MANZANO, J., ALLARD, A., CALVO, M.,

- GIRONES, R. (2006). Quantification and Stability of Human Adenoviruses and Polyomavirus JCPyV in Wastewater Matrices. *Applied and Environmental Microbiology*, 72-12, pp.7894-7896
- BRAGA, J., MORGADO, E. (2012). Guia do Ambiente – Desenvolvimento Sustentável: Oportunidade Inadiável. Monitor – Projectos e Edições, Lda
- BOSCH, A. (1998). Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *International Microbiology*, 1, pp. 191-196
- BOZDOGAN, H. (1987). Model selection and akaike's information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. *Psychometrika*, vol. 52, nº30, pp. 345-370
- CALGUA, B., BARARDI, C. R. M., BOFILL-MAS, S., RODRIGUEZ-MANZANO, J (2011). Detection and quantitation of infectious human adenoviruses and JC polyomaviruses in water by immunofluorescence assay. *Journal of Virological Methods*, 171, pp. 1-7
- CALGUA, B., MENGEWEIN, A., GRUNERT, A., BOFFIL-MAS, S., CLEMENTE-CASARES, P., HUNDESA, A., WYN-JONES, J. M., LÓPEZ-PILA, J. M., GIRONES, R. (2008). Development and application of a one-step low cost procedure to concentrate viruses from seawater samples. *Journal of Virological Methods*, 153, pp. 79-83
- CHOI, S., JIANG, S. C. (2005). Real-Time PCR Quantification of Human Adenoviruses in Urban Rivers Indicates Genome Prevalence but Low Infectivity. *Applied and Environmental Microbiology*, 71-11, pp. 7426-7433
- CRAMER, J. S. (2003). Logit models from economics and other fields. Cambridge University Press
- CROMEANS, T. L., KAHLER, A. M., HILL, R. H. (2010). Inactivation of Adenoviruses, Enteroviruses, and Murine Norovirus in Water by Free Chlorine and Monochloramine. *Applied and Environmental Microbiology*, 76-4, pp. 1028-1033
- ENTIDADE REGULADORA DOS SERVIÇOS DE ÁGUAS E RESÍDUOS (ERSAR) (2013). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal. Vol 4 – Controlo de qualidade de água para consumo humano.
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2014a). Safe Drinking Water Act (SDWA). [atualizado em 30-07-2014; citado em 12-02-2015]. Disponível em <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa>

- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2014b). Types of Drinking Water Contaminants. [atualizado em 17-11-2014; citado em 12-02-2015]. Disponível em <http://www2.epa.gov/ccl/types-drinking-water-contaminants>
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2015). Draft Contaminant Candidate List 4-CCL 4. [atualizado em 04-02-2015; citado em 12-02-2015]. Disponível em <http://www2.epa.gov/ccl/draft-contaminant-candidate-list-4-ccl-4>
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2001). Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. EPA/600/R-01/110
- FIELDS, B. N., KNIPE, D. M., HOWLEY, P. M. (1996). Fields Virology - Volume 2., Third Edition, Lippincott Williams & Wilkins
- FONG, T.; PHANIKUMAR, M. S.; XAGORARAI, I.; ROSE, J. B. (2010): Quantitative Detection of Human Adenoviruses in Wastewater and Combined Sewer Overflows Influencing a Michigan River. *Applied and Environmental Microbiology*, 76, pp.715-723
- FONG, T., LIPP, E. K. (2005). Enteric Viruses of Humans and Animals in Aquatic Environments: Health Risks, Detection, and Potential Water Quality Assessment Tools. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 69-2, pp. 357-371
- GIBSON, H. R., DILLARD, B. L. (2012). Elementary Statistics Paperback. Kendall Hunt Publishing. 3ªEdição
- GUIMARÃES, R. C., CABRAL, J. A. S. (1997): Estatística – Edição Revista. Editora McGraw-Hill de Portugal, L^{da}. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
- HAMZA, I. A., JURZIK, L., STANG, A., SURE, K., UBERLA, K., WILHELM, M. (2009). Detection of human viruses in rivers of a densely-populated area in Germany using a virus adsorption elution method optimized for PCR analyses. *Water Research*, 43, pp. 2657-2668
- HARAMOTO, E., KITAJIMA, M., KATAYAMA, H., OHGAKI, S. (2010). Real-time PCR detection of adenoviruses, polyomaviruses, and torque teno viruses in river water in Japan. *Water Research*, 44, pp. 1747-1752

- HE, J., JIANG, S. (2005). Quantification of Enterococci and Human Adenoviruses in Environmental Samples by Real-Time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, pp. 2250-2255
- HEIM, A., EBNET, C., HARSTE, G., PRING-AKERBLOM, P. (2003). Quantitative Detection of Human Adenovirus DNA by Real-Time PCR. *Journal of Medical Virology*, 70, pp. 228-239
- HIJNEN, W. A. M., SUYLEN, G. M. H., BAHLMAN, J. A., BROUWER-HANZENS, A., MEDEMA, G. J. (2010). GAC adsorption filters as barriers for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water treatment. *Water Research*, 44, pp. 1224-1234
- HOSMER, D. W., LEMESHOW, S. (2000). Applied Logistic Regression. Second Edition. *John Wiley & Sons, Inc*
- HUNDESA, A., MOTES, C. M., BOFILL-MAS, S., ALBINANA-GIMENEZ, N., GIRONES, R. (2006). Identification of Human and Animal Adenoviruses and Polyomaviruses for Determination of Sources of Fecal Contamination in the Environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 72-12, pp. 7886-7893
- HURST, C. J. (2000). Viral Ecology. Academic Press
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (INE) (2014). Estatísticas Territoriais. [atualizado em 16-06-2014; citado em 19-02-2015]. Disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_unid_territorial&menuBOUI=13707095&contexto=ut&selTab=tab3
- JIANG, S. C. (2006). Human Adenoviruses in Water: Occurrence and Health Implications: A Critical Review. *Environment Science and Technology*, 40, pp. 7132-7140
- KAHLER, A. M., CROMEANS, T. L., ROBERTS, J. M., HILL, V. R. (2011). Source water quality effects on monochloramine inactivation of adenovirus, coxsackievirus, echovirus, and murine norovirus. *Water Research*, 45, pp. 1745-1751
- KAUPPINEN, A., IKONEN, J., PURSIAINEN, A., PITKANEN, T., MIETTINEN, I. T. (2012). Decontamination of a drinking water pipeiine system contaminated with adenovirus and Escherichia coli utilizing peracetic acid and chiorine. *Journal of Water and Health*, 10-3, pp. 406-418

- KO, G., JOTHIKUMAR, N., HILL, V. R., SOBSEY, M. D (2005). Rapid detection of infectious adenoviruses by mRNA real-time RT-PCR. *Journal of Virological Methods*, 127, pp. 148-143
- KUNDU, A., MCBRIDE, G., WUERTZ, S. (2013). Adenovirus-associated health risks for recreational activities in a multi-use coastal watershed based on site-specific quantitative microbial risk assessment. *Water Research*, 47, pp. 6309-6325
- LAMBERTINI, E., SPENCER S. K., BERTZ, P. D., LOGE, F. J., KIEKE, B. A., BORCHARDT, M. A. (2008). Concentration of Enteroviruses, Adenoviruses, and Noroviruses from Drinking Water by Use of Glass Wool Filters. *Applied and Environmental Microbiology*, 74-10, pp. 2990-2996
- LECHEVALLIER, M., AU, K. (2004). Water Treatment and Pathogen Control – Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. *World Health Organization – IWA*, London, UK.
- LEE, S., KIM, S. (2002). Detection of infectious enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Korea. *Water Research*, 36, pp. 248-256
- LINDEN, K. G., THURSTON, J., SCHAEFER, R., MALLEY JR, J. P. (2007). Enhanced UV inactivation of adenoviruses under polychromatic UV lamps. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, pp. 7571-7574
- MAIR, A.; EL-KADI, A. I. (2013): Logistic regression modeling to assess groundwater vulnerability to contamination in Hawaii, USA. *Journal of Contaminant Hydrology*, 153, pp.1-23
- MESDAGHINIA, A., RAFIEE, M. T., VAEZI, F., MAHVI, A. H. (2005) Evaluation of ferric chloride and alum efficiency in enhanced coagulation for TOC removal and related residual metal concentrations. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.*, Vol.2, n°3, pp. 189-194
- MENDES, C. A. B., VEGA, F. A. C. (2011): Técnicas de regressão logística aplicada à análise ambiental. *Revista Geografica (Londrina)*, 20, n°1, pp. 5-30
- METCALF & EDDY INC. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th Edition. *McGraw-Hill Companies*
- MICHAEL, S. R. (2002). Cross tabulation & Chi Square. *Elementary Statistics for Political Research*.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE (1998). Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto. *Diário da República – I Série-A*, n°176, pp. 3676-3722

- MINISTÉRIO DO AMBIENTE E DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO (MAOT) (2001). Decreto-Lei n.º 243/2001 de 5 de Setembro. *Diário da República – I Série-A, n.º206*, pp. 5754-5765
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE, DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (2007). Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto. *Diário da República, 1ª série – n.º164*, pp. 5747-5765
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (OMS) (2011). Guidelines for drinking-water quality. 4ª edição
- PAGE, M. A., SHISLER, J. L., MARIÑAS, B. J. (2009). Kinetics of adenovirus type 2 inactivation with free chlorine. *Water Research*, 43, pp. 2916-1926
- PAPAPETROPOULOU, M., VANTARAKIS, A. C. (1998) Detection of Adenovirus Outbreak at a Municipal Swimming Pool by Nested PCR Amplification. *Journal of Infection*, 36, pp. 101-103
- PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA (2000). Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000 (Diretiva-Quadro da Água). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, pp. 327/1-372/72
- PEREIRA, L. N., FERREIRA, L. N., JESÚS, M., (2007). Avaliação Económica e Social dos concelhos do Algarve. *Universidade do Algarve, Escola Superior de Gestão, Hotelaria e Turismo*
- POND, K. (2005). Water Recreation and Disease – Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality. *World Health Organization*. IWA Publishing
- REIS, M., FERREIRA, A. S., COSTA, J. (2006). Aplicação de métodos de regressão logística na avaliação de scores de risco na hemorragia digestiva alta. *Sociedade Portuguesa de Estatística*. Actas do XIII Congresso Anual da SPE
- ROSA, M. J., VIEIRA, P., MENAIA, J. (2009). O tratamento de água para consumo face à qualidade da água de origem. *Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), Laboratório Nacional de Engenharia Civil*
- RYU, H., MAYER, B., ABBASZADEGAN, M. (2010). Applicability of quantitative PCR for determination of removal efficacy of enteric viruses and *Cryptosporidium* by water treatment processes. *Journal of Water and Health*, 08.1, pp. 101-108

- SERNEELS, S., LAMBIN, E. F. (2001). Proximate causes of land-use un Narok District, Kenya: a spatial statistical model, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, pp. 65-81
- SHI, C., WEI, J., JIN, Y., KNIEL, K. E., CHIU, P. C. (2012). Removal of viruses and bacteriophages from drinking water using zero-valent iron. *Separation and Purification Technology*, 84, pp. 72-78
- SIDHU, J. P. S., AHMED, W., TOZE, S. (2013). Sensitive detection of human adenovirus from small volume of primary wastewater samples by quantitative PCR. *Journal of Virological Methods*, 187, pp. 395-400
- SILVA, H. D., SANTOS, S. F.O., LIMA, A. P., SILVEIRA-LACERDA, E. P., ANUNCIAÇÃO, C. E.; GARCÍAZPATA, M. T. A. (2011). Correlation Analysis of the Seasonality of Adenovirus Gene Detection and Water Quality Parameters Based on Yearly Monitoring. *Water Quality Exposition Health*, 3, pp. 101-107
- SIMMONS, F. J., XAGORARAKI, I. (2011). Release of infectious human enteric viruses by full-scale wastewater utilities. *Water Research*, 45, pp. 3590-3598
- STATES, S. M., TOMKO, R., SCHEURING, M., CASSON, L. (2002). Enhanced coagulation and removal of Cryptosporidium. *Journal of American Water Works Association*. 68, pp. 615-620
- THURSTON-ENRIQUEZ, J. A., HASS, C. N., JACANGELO, J., GERBA, C. P. (2003). Chlorine Inactivation of Adenovirus Type 40 and Feline Calicivirus. *Applied and Environmental Microbiology*, 69-7, pp. 3979-3985
- THURSTON-ENRIQUEZ, J. A., HASS, C. N., JACANGELO, J., GERBA, C. P. (2005a). Inactivation of enteric adenovirus and feline calicivirus by ozone. *Water Research*, 39, pp. 3650-3656
- THURSTON-ENRIQUEZ, J. A., HASS, C. N., JACANGELO, J., GERBA, C. P. (2005b). Inactivation of Enteric Adenovirus and Feline Calicivirus by Chlorine Dioxide. *Applied and Environmental Microbiology*, 71-6, pp. 3100-3105
- VAN HEERDEN, J., EHLERS, M. M., HEIM, A., GRABOW, W. O. K. (2005). Prevalence, quantification and typing of adenoviruses detected in river and treated drinking water in South Africa. *Journal of Applied Microbiology*, 99, pp. 234-242

- WU, J., RODRIGUEZ, R. A., STEWART, J. R., SOBSEY, M. D. (2011). A simple and novel method for recovering adenovirus 41 in small volumes of source water. *Journal of Applied Microbiology*, 110, pp. 1332-1340
- ZIBRAN, M. F. (2007). Chi-Squared Test of Independence. Department of Computer Science, University of Calgary, Alberta, Canada

ANEXOS

ANEXO I – PARÂMETROS DE TRATAMENTO DA ETA DE ALCANTARILHA

I.1 Alcantarilha – Água Bruta

Linha de Água Bruta Alcantarilha							
Data	Temperatura (°C)	Turvação (NTU)	pH	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	UV254 _{nm} (m ⁻¹)	SUVA (l/mg m)
07-11-2011	17,9	1,9	7,4	1,6	1,6	3,04	1,94
06-12-2011	16,0	9,6	7,4	1,7	1,8	4,36	2,52
13-02-2012	12,4	2,6	7,5	1,8	1,9	3,35	1,88
07-05-2012	19,1	1,3	7,4	1,2	1,1	2,24	1,91
18-06-2012	23,5	2	8,59	1,7	1,7	2,68	1,61
18-09-2012	25,0	1,5	7,46	1,7	1,9	2,62	1,51
05-11-2012	19,6	1,7	7,3	1,8	1,8	2,62	1,43
07-01-2013	14,7	7	7,2	2,0	2,1	4,50	2,22
01-07-2013	22,3	2,9	7,1	2,2	2,2	6,09	2,82
21-10-2013	21,5	0,7	7,2	2,3	2,3	4,41	1,92
06-01-2014	15,3	3,1	7,2	1,9	2,0	4,04	2,10

I.2 Alcantarilha – Pré-Oxidação

Características da Ozonização	
Volume da Cisterna (m³)	387,5
Número de Cisternas	2

Médias Diárias				
Data	Ozono Residual (mg/l)	Dose Ozono (mg/l)	Tempo de Contacto (min)	CT (mg.min/l)
06-11-2011	0,16	0,95	-	-
07-11-2011	0,14	0,95	18	2,62
08-11-2011	0,15	0,95	19	2,50
05-12-2011	0,14	1,33	12	1,72
06-12-2011	0,16	1,31	11	1,98
07-12-2011	0,14	1,23	12	2,01
12-02-2012	0,13	1,10	15	-
13-02-2012	0,13	1,10	16	1,82
14-02-2012	0,13	1,10	16	2,31
06-05-2012	0,13	1,18	-	-
07-05-2012	0,10	1,18	20	1,99
08-05-2012	0,15	1,40	19	-
17-06-2012	0,13	1,47	-	-
18-06-2012	0,15	1,45	10	1,19
19-06-2012	0,13	1,49	10	1,14
17-09-2012	0,17	1,95	10	1,89
18-09-2012	0,18	1,95	10	1,72
19-09-2012	0,19	1,95	10	1,89
04-11-2012	0,15	1,46	20	2,68
05-11-2012	0,15	1,37	18	-
06-11-2012	0,14	1,31	17	2,79
06-01-2013	0,12	1,60	20	-
07-01-2013	0,13	1,60	-	-
08-01-2013	0,15	1,60	-	-
30-06-2013	0,16	1,35	8	-
01-07-2013	0,14	1,35	8	1,27
02-07-2013	0,13	1,35	8	0,95
20-10-2013	0,13	1,16	16	1,88
21-10-2013	0,10	1,20	15	1,82
22-10-2013	0,11	1,48	14	2,07
05-01-2014	0,15	0,75	20	2,98

I.3 Alcantarilha – Coagulação

Nome	WAC HBA - Cloreto Alumínio
Tanques Mix.	3
Volume da Cisterna (m³)	69,6
Tempo de Retenção	69,6 s

Data	Local de Colheita	Dose de Coagulante	pH	Turvação (NTU)	Tempo de Mistura (s) (Min/Max)
7-Nov-2011	Linha 1	0	7,4 - 7,5	1 - 1,2	-
		-			
	Linha 2	45			207
		156			
	Linha 3	45			197
		152			
6-Dez-2011	Linha 1	0 / 45	7,4 - 7,5	2,3 - 2,7	758
		110			
	Linha 2	45			758
		110			
	Linha 3	45			233
		230			
13-Fev-2012	Linha 1	40	7,5 - 7,6	1,2 - 1,5	758
		125			
	Linha 2	0			758
		118			
	Linha 3	40			225
		125			
7-Mai-2012	Linha 1	0	7,4	0,72-0,78	31636
		140			
	Linha 2	40-50			31636
		140			
	Linha 3	40-50			229
		171			
18-Jun-2012	Linha 1	50	7,1 - 7,3	0,64 -0,76	175
		111			
	Linha 2	50			189
		111			
	Linha3	50			297
		118			

18-Set-2012	Linha 1	40	7,5	0,91 - 0,97	157
					111
	Linha 2	40			196
					111
	Linha3	40			167
					140
5-Nov-2012	Linha 1	0	7,5 - 7,6	0,78 - 1,2	137
					136
	Linha 2	30			195
					136
	Linha3	30			338
					156
7-Jan-2013	Linha 1	0	7,4 - 7,5	2,3 - 2,5	125
					118
	Linha 2	24			120
					118
	Linha 3	24			286
					170
1-Jul-2013	Linha 1	35	6,6 - 6,9	0,86 - 1,1	195
					110
	Linha 2	35			195
					110
	Linha 3	35			372
					134
21-Out-2013	Linha 1	45	7,1 - 7,2	0,36 - 0,55	173
					128
	Linha 2	45			134
					133
	Linha 3	45			387
					165
6-Jan-2014	Linha 1	-	7,0 - 7,1	0,41 - 0,48	1176
					183
	Linha 2	-			1176
					174
	Linha 3	-			26769
					26769

I.4. Alcantarilha - PAC

Características do PAC	
Densidade	450 - 550 kg/m ³
pH	> 7

Data	Ponto de Colheita	Dose PAC (mg/L)
7-Nov-2011	Linha 1	0
	Linha 2	0
	Linha 3	0
6-Dez-2011	Linha 1	0
	Linha 2	0
	Linha 3	0
13-Fev-2012	Linha 1	0
	Linha 2	0
	Linha 3	0
7-Mai-2012	Linha 1	0
	Linha 2	8
	Linha 3	8
18-Jun-2012	Linha 1	8
	Linha 2	8
	Linha 3	8
18-Set-2012	Linha 1	8
	Linha 2	8
	Linha 3	8
5-Nov-2012	Linha 1	0
	Linha 2	8
	Linha 3	8
7-Jan-2013	Linha 1	0
	Linha 2	8
	Linha 3	8
1-Jul-2013	Linha 1	8
	Linha 2	8
	Linha 3	8
21-Out-2013	Linha 1	-
	Linha 2	-
	Linha 3	-
6-Jan-2014	Linha 1	-
	Linha 2	-
	Linha 3	-

1.5. Alcantarilha – Filtração

Data	Caudal (m³/h)	Velocidade de Filtração (m/s)	Turvação (NTU)	pH	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	UV254 _{nm} (m ⁻¹)	SUVA (l/mg m)
07-Nov11	223,20	0,0006	0,23	-	1,08	1,06	0,92	0,85
	153,00	0,0004	0,20	-	-	-	-	-
	160,20	0,0004	0,21	-	-	-	-	-
	159,84	0,0004	0,25	-	-	-	-	-
	120,96	-	<0,10	7,3	1,08	1,06	0,92	0,85
	120,92	0,0003	0,22	-	-	-	-	-
	160,92	0,0004	0,24	-	-	-	-	-
	165,96	0,0004	0,25	-	-	-	-	-
	160,20	0,0004	0,24	-	-	-	-	-
	146,52	0,0004	0,24	-	-	-	-	-
06-Dez-11	466,50	0,0012	0,14	-	-	-	-	-
	467,70	0,0012	<0,10	7,3	1,32	1,32	1,12	0,85
	466,50	0,0012	0,13	-	-	-	-	-
	468,00	0,0013	0,13	-	-	-	-	-
	466,50	0,0012	0,13	-	-	-	-	-
	467,40	0,0012	0,14	-	-	-	-	-
	467,10	0,0012	0,12	-	-	-	-	-
	467,70	0,0012	0,13	-	-	-	-	-
	465,60	0,0012	0,14	-	-	-	-	-
	466,50	0,0012	0,14	-	-	-	-	-
	464,70	0,0012	0,12	-	-	-	-	-
	464,10	0,0012	0,12	-	-	-	-	-
	464,40	0,0012	0,13	-	-	-	-	-
13-Fev-12	446,40	0,0012	0,22	-	-	-	-	-
	426,90	0,0011	0,20	-	-	-	-	-
	396,60	0,0011	0,21	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-
	418,80	0,0011	0,22	-	-	-	-	-
	326,10	0,0009	0,21	-	-	-	-	-
	339,90	0,0009	0,21	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-
	455,40	0,0012	0,22	-	-	-	-	-
	323,70	0,0009	0,19	-	-	-	-	-
	435,00	0,0012	0,20	-	-	-	-	-
				-	-	-	-	-

07-Mai-12	364,20	0,0010	0,14	-				
	364,20	0,0010	<0,10	7,4	1,08	1,05	0,88	0,82
	364,80	0,0010	0,14	-				
	365,40	0,0010	0,11	-				
	415,20	0,0011	0,15	-				
	375,60	0,0010	<0,10	7,4	1,08	1,05	0,88	0,82
	92,52	0,0002	0,18	-				
	387,00	0,0010	0,14	-				
	384,00	0,0010	0,14	-				
	393,90	0,0011	0,13	-				
	386,70	0,0010	0,13	-				
18-Jun-12	414,77	0,0011	0,11	-				
	420,94	0,0011	0,10	-				
	397,03	0,0011	0,10	-				
	382,11	0,0010	0,11	-				
	302,40	0,0008	<0,10	7,2	1,35	1,28	0,96	0,71
	302,40	0,0008	0,11	-				
	407,31	0,0011	0,10	-				
	446,40	0,0012	0,13	-				
	299,83	0,0008	0,12	-				
	438,43	0,0012	0,11	-				
18-Set-12	430,97	0,0012	0,10					
	430,20	0,0011	0,10					
	341,74	0,0009	<0,10	7,3	1,39	1,45	0,83	0,6
	432,00	0,0012	0,10					
	428,66	0,0011	0,10	-				
	346,37	0,0009	0,11	-				
	430,20	0,0011	0,10	-				
	430,20	0,0011	0,11	-				
	429,43	0,0011	0,10					
	429,69	0,0011	0,11					
	431,23	0,0012	0,11	-				
	429,94	0,0011	0,10	-				
	429,94	0,0011	0,11	-				
	451,54	0,0012	0,10	-				
	541,54	0,0014	0,10	-				
	452,57	0,0012	0,10					
	451,80	0,0012	0,09	-				
	451,29	0,0012	0,10	-				
	453,34	0,0012	0,10	-				
	450,00	0,0012	0,09	-				

05-Nov-12	464,07	0,0012	0,16	-				
	471,27	0,0013	0,16	-				
	468,98	0,0013	0,15	-				
	436,58	0,0012	0,23	-				
	479,13	0,0013	0,16	-				
	479,78	0,0013	0,18	-				
	405,16	0,0011	0,17	-				
	403,20	0,0011	0,18					
	-	-	0,19					
	401,24	0,0011	0,19					
	-	-	0,18					
	-	-	0,17					
	-	-	0,17					
	-		0,16					
	-	-	0,15					
	423,16	0,0011	0,16					
	477,49	0,0013	0,15					
07-Jan-13	538,92	0,0014	0,16	-				
	535,32	0,0014	0,16	-				
	-	-	0,17	-				
	454,13	0,0012	0,15	-				
	452,68	0,0012	0,16	-				
	389,93	0,0010	0,16	-				
	382,07	0,0010	0,17	-				
	389,93	0,0010	0,17	-				
	461,45	0,0012	0,17	-				
	465,05	0,0012	0,17	-				
	463,75	0,0012	0,17	-				
	467,35	0,0012	0,15	-				
	-	-	0,15	-				
	464,40	0,0012	0,14	-				
	459,16	0,0012	0,15	-				
	458,51	0,0012	0,14	-				
	464,73	0,0012	0,16	-				
	469,31	0,0013	0,17	-				
	465,05	0,0012	0,15	-				
	463,42	0,0012	0,16	-				
	-	-	0,17	-				
	461,45	0,0012	0,16	-				

01-Jul-13	352,80	0,0009	0,13	-				
	357,95	0,0010	0,11	-				
	370,80	0,0010	0,09	-				
	373,63	0,0010	0,08	-				
	-	-	0,09	-				
	372,09	0,0010	0,07	-				
	367,46	0,0010	0,09	-				
	370,03	0,0010	0,08	-				
	410,40	0,0011	0,08	-				
	374,91	0,0010	0,09	-				
	371,31	0,0010	0,07	-				
	310,89	0,0008	0,09	-				
	371,06	0,0010	0,09	-				
	-	-	0,11	-				
	270,54	0,0007	0,12	-				
	406,80	0,0011	0,10	-				
	-	-	0,11	-				
	408,60	0,0011	0,13	-				
	407,57	0,0011	0,13	-				
	442,54	0,0012	0,14	-				
	291,34	0,0008	0,13	-				
21-Out-13	366,69	0,0010	0,05	-				
	369,26	0,0010	0,05	-				
	367,46	0,0010	0,06	-				
	363,09	0,0010	0,05	-				
	347,40	0,0009	0,05	-				
	317,06	0,0008	0,05	-				
	306,26	0,0008	0,06	-				
	314,23	0,0008	0,06	-				
	313,20	0,0008	0,05	-				
	345,09	0,0009	0,07	-				
	314,74	0,0008	0,06	-				
	314,74	0,0008	0,06	-				
	312,69	0,0008	0,09	-				
	-		0,07	-				
	320,66	0,0009	0,05	-				
	322,97	0,0009	0,05	-				
	317,31	0,0008	0,05	-				
	93,75	0,0003	0,06	-				
	33,17	0,0001	0,07	-				
	231,69	0,0006	0,05	-				
	366,94	0,0010	0,06	-				

06-Jan-14	31,11	0,0001	0,21	-				
	31,11	0,0001	0,22	-				
	31,11	0,0001	0,23	-				
	31,11	0,0001	0,22	-				
	166,27	0,0004	0,22	-				
	31,11	0,0001	0,22	-				
	173,73	0,0005	0,21	-				
	31,11	0,0001	0,20	-				
	31,11	0,0001	0,19	-				
	189,15	0,0005	0,21	-				
	31,11	0,0001	0,20	-				
	31,11	0,0001	0,20	-				
	31,11	0,0001	0,21	-				
	31,11	0,0001	0,13	-				
	31,11	0,0001	0,13	-				
	200,98	0,0005	0,13	-				
	31,11	0,0001	0,11	-				
	210,50	0,0006	0,13	-				
	31,11	0,0001	0,12	-				
	31,11	0,0001	0,12	-				
	31,11	0,0001	0,12	-				
	31,11	0,0001	0,15	-				
	31,11	0,0001	0,13	-				
	212,55	0,0006	0,11	-				
	31,11	0,0001	0,11	-				

I.6. Alcantarilha – Desinfecção Final

Médias Diárias			
Data	Cloro Residual (mg/l)	Dose Cloro (mg/l)	CT (mg.min/l)
06-11-2011	1,03	1,50	41,00
07-11-2011	1,02	1,50	40,80
08-11-2011	1,02	1,50	40,91
05-12-2011	0,97	1,35	38,97
06-12-2011	0,98	1,35	38,91
07-12-2011	1,01	1,35	40,30
12-02-2012	0,95	1,35	38,00
13-02-2012	0,94	1,35	37,67
14-02-2012	0,96	1,35	38,40
06-05-2012	1,01	1,40	40,60
07-05-2012	0,98	1,40	39,20
08-05-2012	1,01	1,40	40,20
17-06-2012	0,92	1,30	36,80
18-06-2012	0,94	1,30	37,60
19-06-2012	0,95	1,30	38,20
17-09-2012	1,03	1,30	41,00
18-09-2012	0,98	1,30	39,00
19-09-2012	1,00	1,30	40,00
04-11-2012	0,96	1,55	38,40
05-11-2012	1,04	1,52	41,60
06-11-2012	0,96	1,51	38,20
06-01-2013	0,97	1,42	38,80
07-01-2013	1,00	1,39	40,33
08-01-2013	1,01	1,46	40,60
30-06-2013	0,98	-	39,60
01-07-2013	1,05	1,33	42,00
02-07-2013	1,03	1,36	41,50
20-10-2013	0,98	1,51	39,00
21-10-2013	0,97	-	38,67
22-10-2013	1,10	1,55	43,75
05-01-2014	0,98	-	39,00
06-01-2014	0,99	-	39,67
07-01-2014	0,96	-	38,40

ANEXO II – PARÂMETROS DE TRATAMENTO DA ETA DE TAVIRA

II.1 Tavira – Água Bruta

Linha de Água Bruta Tavira							
Data	Temperatura (°C)	Turvação (NTU)	pH	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	UV254 _{nm} (m ⁻¹)	SUVA (l/mg m)
07-11-2011	18,4	-	-	1,9	2,0	4,34	2,34
09-12-2011	15,9	-	-	1,9	1,9	4,33	2,31
13-02-2012	-	-	7,7	1,9	1,8	4,20	2,26
07-05-2012	-	1,8	7,6	1,9	1,9	3,39	1,81
05-11-2012	16,5	-	-	1,8	1,9	2,55	1,39
14-01-2013	-	5	7,4	2,1	2,2	5,04	2,44
01-07-2013	16,4	-	-	2,1	2,2	5,04	2,37
06-01-2014	-	2,8	7,7	1,9	1,9	3,39	1,83

II.2 Tavira – Pré-Oxidação

Características da Ozonização	
Volume da Cisterna (m ³)	667
Número de Cisternas	2

Médias Diárias				
Data	Ozono Residual (mg/l)	Dose Ozono (mg/l)	Tempo de Contacto (min)	CT (mg.min/l)
06-11-2011	0,16	1,40	29	4,57
07-11-2011	0,16	1,40	28	4,65
08-11-2011	0,14	1,40	29	3,91
08-12-2011	0,12	2,36	133*	16,45*
09-12-2011	0,13	2,60	136*	15,81*
10-12-2011	0,10	2,53	135*	13,30*
12-02-2012	0,16	0,90	15	2,31
13-02-2012	0,15	0,90	13	2,00
14-02-2012	0,17	0,90	14	2,31
06-05-2012	0,11	0,90	29	3,14
07-05-2012	0,19	0,87	27	3,45
08-05-2012	0,11	0,77	23	2,48
04-11-2012	0,22	0,63	15	3,21
05-11-2012	0,19	0,60	14	2,78
06-11-2012	0,19	0,60	14	2,63
13-01-2013	0,18	0,88	43	2,48
14-01-2013	0,21	0,88	44	3,07
15-01-2013	0,20	0,90	42	2,77
30-06-2013	0,14	0,80	19	2,82
01-07-2013	0,13	0,82	20	2,98
02-07-2013	0,15	0,73	19	2,98
05-01-2014	0,19	0,76	29	2,68
06-01-2014	0,19	0,76	29	2,63
07-01-2014	0,19	0,78	29	2,77

* amostras deprezadas para o cálculo de médias diárias, e outras representações do processo

II.3 Tavira – Coagulação

Nome	Pax 10 - Polihidróxido Cloreto de Alumínio
Concentração	30 mg/l
Tanques Mix.	4

Data	Dose de Coagulante (mg/l)	pH	Turvação (NTU)	Tempo de Mistura (s)
7-Nov-2011	30	6,9	0,30	463
	30	7	0,29	463
	30	6,9	-	496
	30	7	-	496
	30	7,4	7	-
9-Dez-2011	30	7,1	0,6	1157
	30	7	-	1157
13-Fev-2012	30	7,2	0,40	347
	30	7,2	0,30	347
	30	7,4	-	347
	30	7,4	-	347
7-Mai-2012	30	-	-	248
	30	-	-	248
	30	-	-	248
	30	-	-	248
	30	-	-	210
	30	-	-	210
5-Nov-2012	30	6,8	0,14	408
	30	6,9	0,26	868
	30	6,7	-	386
	30	6,8	-	868
	30	7,5	2,9	-
14-Jan-2013	30	-	-	434
	30	-	-	193
	30	-	-	347
	30	-	-	188
	30	-	-	434
	30	-	-	188

1-Jul-2013	30	7	0,40	331
	30	6,8	0,28	347
	30	7	-	331
	30	6,9	-	347
	30	7,5	2,5	-
6-Jan-2014	30	-	-	174
	30	-	-	386
	30	-	-	183
	30	-	-	386
	30	-	-	193
	30	-	-	434
	30	-	-	174
	30	-	-	386

II.4 Tavira – PAC

Características do PAC	
Área	1000 m ²
Cinzas	10%

Data	Ponto de Colheita	Tempo de Mistura (s) (mesmo que coagulação)	Dose PAC (mg/L)
7-Nov-2011	1ªFase	463	0,5
	2ªFase	463	
	1ªFase	496	
	2ªFase	496	
9-Dez-2011	1ªFase	1157	1,0
	1ªFase	1157	
13-Fev-2012	1ªFase	347	0,5
	2ªFase	347	
	1ªFase	347	
	2ªFase	347	
7-Mai-2012	1ªFase	248	0,5
	2ªFase	248	
	1ªFase	248	
	2ªFase	248	
	1ªFase	210	
	2ªFase	210	
5-Nov-2012	1ªFase	408	0,7
	2ªFase	868	
	1ªFase	386	
	2ªFase	868	
14-Jan-2013	1ªFase	434	0,9
	2ªFase	193	
	1ªFase	347	
	2ªFase	188	
	1ªFase	434	
	2ªFase	188	
1-Jul-2013	1ªFase	331	0,5
	2ªFase	347	
	1ªFase	331	
	2ªFase	347	

6-Jan-2014	1ªFase	174	1,2
	2ªFase	386	
	1ªFase	183	
	2ªFase	386	
	1ªFase	193	
	2ªFase	434	
	1ªFase	174	

II.5 Tavira – Filtração

Data	Caudal (m ³ /h)	Velocidade de Filtração (m/s)	Turvação (NTU)	pH	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	UV254 _{nm} (m ⁻¹)	SUVA (l/mg m)
7-Nov-2011	500	0,0015	< 0,10	6,8	1,16	1,11	0,96	0,83
	500	0,0015	< 0,10	7	1,16	1,14	1,04	0,89
	-	-	-	6,9	-	-	-	-
	-	-	-	7	-	-	-	-
9-Dez-2011	300	0,0009	< 0,10	7	-	-	-	-
	300	0,0009	-	7	-	-	-	-
13-Fev-2012	500	0,0015	-	7,2	-	-	-	-
	500	0,0015	-	7,2	-	-	-	-
	500	0,0015	-	7,1	-	-	-	-
	500	0,0015	-	7,2	-	-	-	-
7-Mai-2012	175	0,0005	-	-	-	-	-	-
	175	0,0005	-	-	-	-	-	-
	175	0,0005	-	-	-	-	-	-
	175	0,0005	-	-	-	-	-	-
	206,25	0,0006	-	-	-	-	-	-
	206,25	0,0006	-	-	-	-	-	-
5-Nov-2012	450	0,0013	< 0,10	6,7	1,31	1,32	1,18	0,90
	266,67	0,0008	< 0,10	6,9	1,39	1,37	1,2	0,87
	450	0,0013	-	6,8	-	-	-	-
	266,67	0,0008	-	6,8	-	-	-	-
14-Jan-2013	160	0,0005	-	-	-	-	-	-
	300	0,0009	-	-	-	-	-	-
	200	0,0006	-	-	-	-	-	-
	308,33	0,0009	-	-	-	-	-	-
	160	0,0005	-	-	-	-	-	-
	308,33	0,0009	-	-	-	-	-	-
1-Jul-2013	525,00	0,0015	< 0,10	6,8	1,50	1,48	1,25	0,84
	500,00	0,0015	0,13	6,7	1,46	1,49	1,36	0,93
	525,00	0,0015	-	6,8	-	-	-	-
	500,00	0,0015	-	6,9	-	-	-	-
6-Jan-2014	333,33	0,0010	-	-	-	-	-	-
	128,57	0,0004	-	-	-	-	-	-
	316,67	0,0009	-	-	-	-	-	-
	128,57	0,0004	-	-	-	-	-	-
	300,00	0,0009	-	-	-	-	-	-
	114,29	0,0003	-	-	-	-	-	-
	333,33	0,0010	-	-	-	-	-	-
	128,57	0,0004	-	-	-	-	-	-

II.6 Tavira – Desinfeção Final

Características da Cloragem	
Tempo de Contacto (mins)	30

Médias Diárias			
Data	Cloro Residual (mg/l)	Dose Cloro (mg/l)	CT (mg.min/l)
06-11-2011	1,11	1,35	33,30
07-11-2011	1,15	1,35	34,58
08-11-2011	1,14	1,35	34,13
08-12-2011	1,14	1,30	34,30
09-12-2011	1,14	1,30	34,13
10-12-2011	1,43	1,30	42,90
12-02-2012	0,98	1,30	29,40
13-02-2012	1,09	1,30	32,70
14-02-2012	1,01	1,30	30,23
06-05-2012	1,03	1,48	31,00
07-05-2012	1,09	1,49	32,48
08-05-2012	1,13	1,45	33,98
04-11-2012	0,94	1,30	28,10
05-11-2012	0,97	1,30	29,10
06-11-2012	1,08	1,30	32,25
13-01-2013	1,08	1,40	32,50
14-01-2013	1,03	1,40	30,98
15-01-2013	1,08	1,40	32,40
30-06-2013	1,03	1,25	30,40
01-07-2013	1,07	1,25	30,80
02-07-2013	1,13	1,25	32,40
05-01-2014	1,14	1,45	33,30
06-01-2014	1,08	1,45	31,20